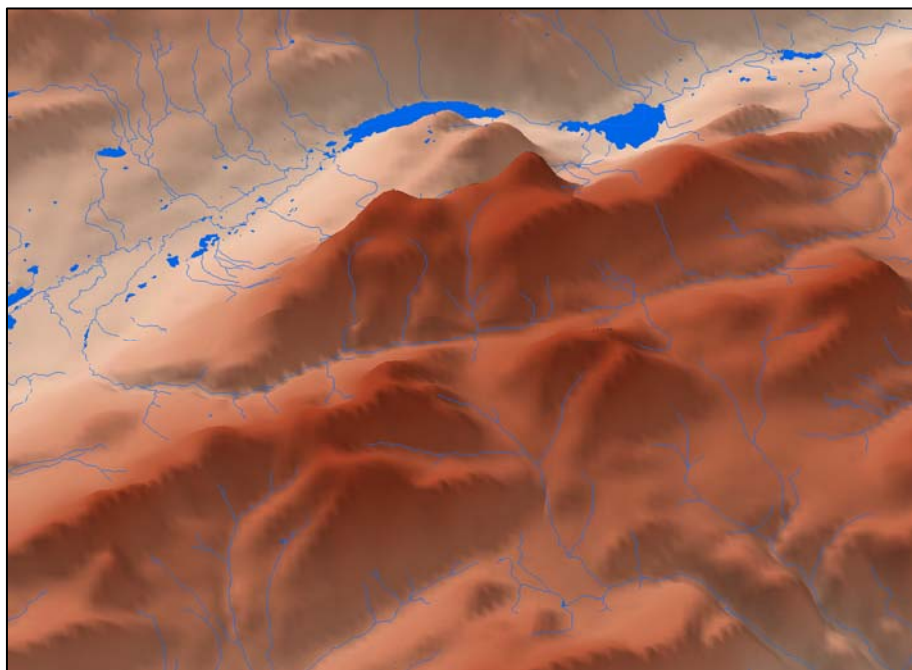


Oppgave til siv. ing. graden i geofag

# Klassifikasjon av vegetasjonstyper basert på digitale terrenganalyser

*Eksempel fra Dovre, Norge*

Sonja Aasen



**UNIVERSITETET I OSLO**

**DET MATEMATISK-NATURVITENSKAPELIGE FAKULTET**



# Klassifikasjon av vegetasjonstyper basert på digitale terrenganalyser

*Eksempel fra Dovre, Norge*

**Sonja Aasen**



Oppgave til siv. ing. graden i geofag

Studieretning: Geomatikk

Institutt for geofag

Matematisk-naturvitenskaplig fakultet

UNIVERSITETET I OSLO

16.04.2007

**Sonja Aasen, 2007**

Veileder: Bernd Etzelmüller, Institutt for geofag, UiO

Dette eksamensarbeidet er publisert elektronisk i DUO – Digitale Utgivelser ved UiO

<http://www.duo.uio.no>

Det er også katalogisert i BIBSYS (<http://www.bibsys.no/>)

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced or transmitted, in any form or by any means, without permission



## **Forord**

Denne oppgaven er utført som avsluttende del av sivilingeniørstudiet ved Institutt for geofag, Universitetet i Oslo. Oppgaven er gitt av Bernd Etzelmüller som har vært min veileder ved instituttet. Jeg ønsker å takke han for all veiledning og oppmuntring under arbeidet med oppgaven. Jeg vil også takke Skog og Landskap (tidligere NIJOS) for informasjon til det innledende arbeidet og for tilgang til deres digitale vegetasjonskart over Dovre. Jeg vil også takke Hilde Sandbo for tilgang til hennes programfiler og Eva Solbjørg Flo Heggem for innstrålingsmodellen.

Arbeidet med oppgaven har foregått stykkvis over flere år ved siden av full jobb og familieliv. Derfor en ubeskrivelig takk til min samboer Shokrollah og vår sønn David for all støtte og tålmodighet. Takk også for all oppmuntring og støtte fra foreldre, brødre, øvrig familie, arbeidskollegaer og medstudenter.

Blindern, 15.04.2007

Sonja Aasen



# Innhold

<b>1 Innledning.....</b>	<b>11</b>
1.1 Bakgrunn.....	11
1.2 Problemstilling.....	12
1.3 Organisering av oppgaven.....	12
<b>2 Tidligere forskning.....</b>	<b>13</b>
2.1 Vegetasjonsfordeling og topografi i et økologisk perspektiv.....	13
2.2 Vegetasjonsfordeling og topografi i et GIS-perspektiv .....	18
<b>3 Geomorfometri og vegetasjon.....</b>	<b>21</b>
3.1 Geomorfometri.....	21
3.2 Vegetasjonsklassifikasjon.....	22
3.3 Samspillet mellom vegetasjon og topografi.....	23
3.4 Terrengparametre.....	24
3.4.1 Primære terrengparametre.....	24
3.4.2 Sekundære terrengparametre.....	26
3.5 Andre faktorer som påvirker vegetasjonsfordelingen.....	29
<b>4 Vegetasjonstyper.....</b>	<b>31</b>
4.1 Snøleie.....	31
4.2 Heisamfunn i fjellet.....	31
4.3 Engsamfunn i fjellet.....	33
4.4 Løvskog.....	34
4.5 Fukt- og sumpskoger.....	34
4.6 Myr.....	35
4.7 Uproduktiv og ubebygd areal.....	36
<b>5 Områdebeskrivelse.....</b>	<b>37</b>
5.1 Oversikt.....	38
5.2 Klima.....	38
5.3 Geologi og løsmasser.....	38
5.4 Vegetasjon.....	38
5.5 Permafrost.....	39
<b>6 Metode.....</b>	<b>43</b>
6.1 Dataverktøy.....	45
6.2 Datastruktur.....	45
6.3 Vegetasjonskart.....	45
6.4 Generering av høydemodell.....	46
6.4.1 Valg av oppløsning.....	46
6.4.2 Interpolasjonsprosessen.....	47
6.4.3 Evaluerer av høydemodellen.....	49
6.5 Terrengparametrisering.....	49
6.5.1 Primære terrengparametre.....	49
6.5.2 Sekundære parametre.....	53
6.6 Statistiske analyser.....	57
6.6.1 Variansanalyse (ANOVA).....	55

6.6.2	BoksploTT.....	58
6.7	Klassifikasjon.....	59
6.7.1	Styrt klassifikasjon.....	59
6.7.2	Ikke-styrt klassifikasjon.....	60
6.7.3	Evalueri ng av klassifikasjonsresultatene.....	61
<b>7</b>	<b>Resultater.....</b>	<b>63</b>
7.1	Vurdering av høydemodellen.....	63
7.1.2	Hillshade.....	64
7.1.3	Genererte koter.....	65
7.2	Styrt klassifikasjon.....	67
7.2.1	13 vegetasjonstyper, lik apriorisannsynlighet.....	70
7.2.2	13 vegetasjonstyper, apriorisannsynlighet lik fordelingen av vegetasjonstyper i treningsområdet.....	77
7.2.3	6 vegetasjonstyper, lik apriorisannsynlighet.....	82
7.2.4	6 vegetasjonstyper, apriorisannsynlighet lik fordelingen av vegetasjonstyper i treningsområdet.....	86
7.2.5	Beste parameter til å klassifisere hver vegetasjonstype.....	90
7.3	Ikke-styrt klassifikasjon.....	90
7.4	Statistiske analyser.....	97
<b>8</b>	<b>Diskusjon.....</b>	<b>99</b>
8.1	Høydemodell.....	99
8.2	Styrt klassifikasjon.....	100
8.2.1	Valg av terrengparametre i de trinnvise klassifikasjonsprosedyrene.....	100
8.2.2	13 vegetasjonstyper.....	101
8.2.3	6 vegetasjonstyper.....	102
8.2.4	Valg av terrengparameter til å klassifisere hver vegetasjonstype.....	103
8.3	Ikke-styrt klassifikasjon.....	104
8.4	Menneskelig og lokalklimatisk påvirkning.....	105
8.5	Treningsdata.....	106
8.6	Nedslagsfelt og dreneringsalgoritmer.....	107
8.7	Cellestørrelse i vegetasjonskartet.....	107
8.8	Sammenligning mot andre forskningsresultater.....	107
8.9	Alternative tilnærmingsmåter.....	109
8.9.1	Terrengparametre.....	109
8.9.2	Optimale vindusstørrelser.....	109
8.9.3	Terrengparametere som tillegg til vegetasjonskartlegging i fjernanalyse.....	110
8.9.4	Alternative modelleringsmetoder.....	111
8.10	Terrenganalyse som supplement i vegetasjonskartlegging.....	112
<b>9</b>	<b>Oppsummering og konklusjon.....</b>	<b>113</b>
	<b>Referanser.....</b>	<b>115</b>
	<b>Tillegg.....</b>	<b>123</b>
Tillegg 1:	Terrengparametre med forkortelser.....	124
Tillegg 2:	Vegetasjonstyper med nummerering.....	125
Tillegg 3:	Grid over alle terrengparametrene.....	126

<b>Tillegg 4:</b> Histogrammer for hver parameter i forskningsområdet.....	139
<b>Tillegg 5:</b> Boksplott.....	143
<b>Tillegg 6:</b> Klassestatistikk.....	148
<b>Tillegg 7:</b> Korrelasjonsmatrise.....	152
<b>Tillegg 8:</b> ANOVA.....	156
<b>Tillegg 9:</b> Feilmatriser som utgangspunkt for ikke-styrt klassifikasjon.....	159
<b>Tillegg 10:</b> Programfiler.....	161



## Kapittel 1:

### Innledning

#### 1.1 Bakgrunn

Arbeidet med å kartlegge vegetasjon i Norge og mange andre land gjøres i dag med feltarbeid og tolking av flybilder (Rekdal 1991). Det har internasjonalt vært utført forskning som har søkt å finne alternative metoder som kan være mindre arbeidskrevende og mer presise enn de tradisjonelle kartleggingsmetodene. Disse tar utgangspunkt i geomorfometrien som gir en kvantitativ beskrivelse av landskapet. Landskapet med sine terrengformer er en avspeiling av de prosessene som har dannet det. Formene og prosessene kan kvantifiseres av såkalte topografiske parametre, eller terrengparametre. Terrengparametrene gir et bilde av hvordan egenskapene knyttet til former er på en bestemt lokalitet. Terrengparametrene kan således anvendes til å beskrive de topografiske egenskapene ved vegetasjonssamfunn. Tidligere erfaring og forskning viser at for en bestemt vegetasjonstype og topografisk egenskap, vil vegetasjonstypen typisk være å finne innenfor et avgrenset intervall av den topografiske egenskapen. Noen verdier av den topografiske egenskapen innenfor dette intervallet vil også være mer vanlig enn andre verdier for denne vegetasjonstypen. Ved å beskrive kvantitativt topografiske egenskaper (terrengparametre) for hver vegetasjonstype innen et geografisk område vil man kunne fremskaffe en geometrisk signatur for hver vegetasjonstype. Den geometriske signaturen kan brukes til å si noe om hvilken vegetasjonstype som er mest sannsynlig å finne på en lokalitet. Ved bruk av de geometriske signaturen til vegetasjonstypene er det mulig å kartlegge vegetasjonstypene ved hjelp av for eksempel klassifikasjon. Klassifikasjonsmetoder med terrengparametre er blitt anvendt med mer eller mindre hell til kartlegging av vegetasjonstyper. Terrengparametre er likevel bare en del av miljøfaktorene som bestemmer vegetasjonsmønsteret. Andre viktige miljøfaktorer er nedbør, temperatur, geologi og jordsmonn. Fordelen med terrengparametre er imidlertid at de indirekte beskriver mange av disse andre miljøfaktorene. I tillegg er terrengparametre forholdsvis enkle å beregne over store geografiske områder. Alt som trengs for å beregne terrengparametre er en kvalitativt god høydemodell.

To former for utvikling har gjort det mulig å anvende avanserte teknikker i landformkarakterisering på geomorfiske (*eng. geomorphic*) problemer (Pike 1988). For det første er det utviklingen av programvare innen følgende tre områder: bildebehandling, GIS og analyse av form, eller morfometri. For det andre den økende mengden geografiske data i høy oppløsning, som igjen skyldes det førstnevnte.

Det geografiske området som brukes i oppgaven er den del av Dovre kommune som dekkes av kartbladene Folldal, Hjerkin og Snøhetta i Statens kartverks N50-serie. Dette er et område som har stor variasjon i vegetasjon og topografiske egenskaper. Dette er et godt utgangspunkt for å teste hvorvidt terrengparametre kan brukes til å modellere vegetasjonsfordelingen. Naturen i området er forholdsvis uberørt, noe som er en forutsetning for at analysene skal kunne gi et riktig bilde av hvilke naturgitte verdier av terrengparametrene som er typisk for hver enkelt vegetasjonstype.

## 1.2 Problemstilling

Det er ønskelig med denne oppgaven å finne ut om topografiske parametre kan gi et nyttig bidrag til vegetasjonskartleggingen i norske fjellandskap. Denne hovedoppgaven har med dette utgangspunktet følgende overordnede hypotese:

**Vegetasjonsmønsteret i Dovre kommune er sterkt styrt av topografien.**

Denne hypotesen kan understøttes av følgende to underhypoteser, og er delmål for oppgaven:

1. Terrengparametre kan brukes til å statistisk skille mellom vegetasjonstypene i Dovre kommune.
2. Det er mulig å utføre tilfredsstillende klassifikasjon av vegetasjonstyper i Dovre kommune ved bruk av terrengparametre.

Denne oppgaven har til hensikt å forsøke å validere disse hypotesene. Det blir anvendt parametre som har vært brukt i lignende forskningsprosjekter andre steder sammen med egendefinerte parametre og parametre som har vært brukt til andre formål, for å se om disse kan gi brukbare resultater i et norsk fjellandskap. Det er i oppgaven lagt mer vekt på klassifikasjon enn statistiske analyser siden formålet med oppgaven er å finne ut om terrengparametre kan anvendes i vegetasjonskartlegging.

## 1.3 Organisering av oppgaven

Kapittel 2 omhandler tidligere forskning som har undersøkt sammenhenger mellom topografi og vegetasjon og forskning hvor det er forsøkt å predikere vegetasjonsfordelingen ved bruk av terrengparametre. Kapittel 3 beskriver geomorfometri og vegetasjonsklassifikasjon, og hvordan terrengparametre er med på å styre fordelingen av vegetasjonstyper. Kapittel 4 omtaler de ulike vegetasjonstypene som er i forsøksområdet. Kapittel 5 er en utførlig områdebeskrivelse. Kapittel 6 beskriver de praktiske metodene som er benyttet i oppgaven. Kapittel 7 beskrives resultatene av studien, i kapittel 8 blir de diskutert. Kapittel 9 inneholder oppsummering og konklusjon. Tillegget inneholder oversikt over terrengparametrene med forkortelser, vegetasjonstypene med nummerering, grid over alle terrengparametrene, histogrammer over terrengparametrene, boksplott, klassestatistikk, korrelasjoner mellom terrengparametrene, ANOVA-tabell, feilmatriser som utgangspunkt for ikke-styrt klassifikasjon og programfiler.



## Kapittel 2:

### Tidligere forskning

Her i Norge har det vært gjort få studier som ser på hvordan terrenget er med på å bestemme fordelingen av vegetasjon. I andre land derimot, har det vært gjort mye på denne fronten - spesielt i USA. Dette kapittelet omhandler derfor forskning innen temaet som er gjort både i Norge og i andre land.

Siden fagfeltet er såpass stort, er det valgt å dele materialet inn i to kategorier. Kategorien "vegetasjonsfordeling og topografi i et økologisk perspektiv" beskriver forskning som er utført uten bruk av geografiske informasjonssystemer. Kategorien "vegetasjonsfordeling og topografi i et GIS-perspektiv" omfatter forskning som tar i bruk geografiske informasjonssystemer.

#### 2.1 Vegetasjonsfordeling og topografi i et økologisk perspektiv

Denne kategorien omfatter materiale som er nedskrevet av økologer. Disse har anvendt terrengparametre som en del av en større samling parametre som er med på å bestemme fordelingen av vegetasjon. Disse andre parametrene er blant annet temperatur, fuktighet i jordsmonnet, nedbør, jordtype, pH og næringsstoffer i bakken. Det er ikke her meningen å gå inn på hvordan disse andre parametrene virker inn på vegetasjonsfordelingen, men de blir nevnt der hvor det er nødvendig for å få fram et helhetsbilde. Samtlige målinger ble gjort ute i felt, både når det gjelder vegetasjon og terrengparametre.

De aller første studiene som undersøkte hvordan variasjoner i terrenget er med på å bestemme vegetasjonsfordeling var svært enkle. De var vanligvis kvalitative framfor kvantitative, og ble det brukt statistiske metoder var de kun deskriptive. Det ble bare sett på helt enkle terrengparametre som høyde, aspekt og helning.

Så tidlig som i 1854 undersøkte Sendtner (i: Ayyad & Dix 1964) hva som var øvrige høyde for planter på ulike eksposisjoner i sørlige Bavaria (Tyskland). Han kom til at plantene nådde høyest opp på sørvestlige aspekter, og lavest på nordlige og nordøstlige aspekter. En av de første som anerkjente innvirkningen av helning og eksposisjon på solinnstråling og avrenning, og dermed også på vegetasjon, var Warming i 1909 (i: Ayyad & Dix 1964). Både Tureson (1914, i: Ayyad & Dix 1964) og Shaw (1916, i: Ayyad & Dix 1964) med undersøkelser i USA kom til at variasjon i eksposisjon styrte vegetasjonsfordelingen. Harshberger (1919) og Aitken (1922) med forskning i henholdsvis Pennsylvania, USA og Maritzburg, Sør-Afrika fant begge store forskjeller i vegetasjonen mellom sør- og nordvendte helninger, som de først og fremst relaterte til klima. Studier av Shreve i årene 1922-1927 (i: Ayyad & Dix 1964) i vestlige deler av USA konkluderte med at forskjeller mellom vegetasjon på sørlige og nordlige eksposisjoner skyldtes ulikheter i innstråling.

Det ble fra 30-tallet og utover stadig mer vanlig med deskriptiv statistikk i disse studiene. En tok også gjerne målinger av flere ulike parametre som kunne forklare *hvorfor* det var forskjeller i vegetasjon mellom ulike aspekter og posisjoner (posisjoner varierende fra fjelltopp til dalbunn). Det ble i USA og Canada funnet forskjeller i parametre som

vanninnhold i bakken, fordamping, vindhastighet, jordtemperatur og lufttemperatur mellom ulike eksposisjoner og posisjoner, som igjen gjenspeilte seg i variasjoner i vegetasjonen (Cottle 1932, Potzger 1939, Aikman & Smesler 1938, Aikman 1941, Aikman & Brackett 1944, Wolfe et al. 1949, Shanks & Norris 1950, Parker 1952, Hird 1957, MacHattie & McCormack 1961, Langeheim 1962, alle i: Ayyad & Dix 1964, Mowbray 1966, Mowbray & Oosting 1968). Man fant at jordas vanninnhold var høyere i nordlige enn i sørlige skråninger, og at den var høyere ved lave enn ved høye posisjoner i terrenget. Temperaturen var vanligvis høyere i sørlige enn i nordlige skråninger. Fordampningen var typisk økende fra sørlige til nordlige aspekter. Studier av Billings (1951, i: Pook & Moore 1966), Cantlon (1953, i: Pook & Moore 1966), Rayson (1957) og Pook & Moore (1966) i Australia konkluderte med at aspekt var med på å styre fordelingen av vegetasjonstyper og plantearter. Pook & Moore kom til at innstråling hadde mest å si for ulikhetene mellom eksposisjonene i deres underøkelseområde, mens Rayson mente at jordtekstur og nedbør i tillegg hadde betydning i hennes studieområde. Pook & Moore (1966) kom til at det generelt var luft- og jordtemperatur, fuktighet i luft og jord, innstråling og vindhastighet som førte til forskjeller i vegetasjon mellom sør- og nordhelninger.

Samtidig med bruken av disse enkle deskriptive metodene, ble det på 50- og 60-tallet utviklet mer kompliserte metoder for analyse av vegetasjonsfordelingen. Whittaker (1967) oppsummerte de viktigste av disse metodene i sin artikkel *Gradient analysis of vegetation*. Han definerte gradientanalyse som en metode for forskning av romlige mønstre i vegetasjonen. En gradientanalyse prøver å forstå strukturen og variasjonen av vegetasjonen i et landskap sett i lys av *gradienter* i rommet (Whittaker 1967). Det må her skilles mellom vegetasjonsgradienter, miljømessige gradienter og topografiske gradienter. Vegetasjonsgradientene beskriver hvordan vegetasjonen endrer seg i rommet. Miljømessige gradienter er miljøfaktorer som varierer i rommet og kan påvirke fordelingen av vegetasjonen, for eksempel temperatur, nedbør og høyde over havet. Topografiske gradienter er den del av de miljømessige gradientene som er relatert til topografien, slik som høyde, helning og aspekt. Et sentralt begrep i forbindelse med gradientanalyser er ordinasjon. Ordinasjon er rangering av plantearter eller prøveruter av vegetasjon i forhold til miljømessige gradienter.

Whittaker beskrev to ulike former for gradientanalyser, direkte gradientanalyser og indirekte gradientanalyser. Direkte gradientanalyser framstiller målingene fra vegetasjonen og deres miljø direkte slik som de er, for eksempel i form av et diagram som viser prosentandelen av hver vegetasjonstype i et område. Indirekte gradientanalyser derimot, trekker akser ut fra målingene ved hjelp av beregninger av likheter i artene mellom prøverutene. En anvender direkte gradientanalyser når en har en antagelse på forhånd om hvilke gradienter vegetasjonen varierer langs. Med indirekte gradientanalyser forsøker en å finne hvilke miljøgradienter vegetasjonen varierer langs etter at aksene trukket ut, dvs. hvilke parametre aksene er korrelert med.

Det er gjennom årene blitt anvendt og utviklet flere forskjellige metoder for indirekte gradientanalyser (noen gjennom utvikling av allerede eksisterende metoder), slik som prinsippkomponentanalyse, Bray Curtis ordinasjon, korrespondansanalyse (CA), "Detrended" korrespondansanalyse (DCA), kanonisk korrespondansanalyse (CCA), "Detrended" kanonisk korrespondansanalyse (DCCA) og kanonisk korrelasjon.

**USA.** - Whittaker (1965) brukte selv direkte gradientanalyser på vegetasjonen i Santa Catalina fjellene i Arizona med gradientene topografisk fuktighet og høyde, da han antok at det var disse som har mest betydning for fordelingen av vegetasjonen i dette området.

Bliss (1969) og Habeck (1969) brukte begge Bray Curtis ordinasjon. Bliss utførte undersøkelsen i et alpint område i New Hampshire og fant at artene varierte langs gradientene snødybde og atmosfærisk fuktighet. Habeck, som så på vegetasjonen i Glacier National Park, Montana, kom til at det stort sett var høyde som bestemte fordelingen av planteartene.

I California er det særlig høyde og topografisk fuktighet som bestemmer vegetasjonsfordelingen. Vankat (1982) brukte (DCA) og mosaikkdiragram, og kom fram til at fordelingen av vegetasjonen i Sequia National Park, California var primært assosiert med høyde ( $r = 0,96822$ ), men at topografisk fuktighet også hadde betydning. Gjennom CA, Bray Curtis ordinasjon og mønsterdiagram viste Parker (1982) at fordelingen av ulike arter bartrær i Yosemite National Park, California var styrt av høyde og topografisk fuktighet. Noen år senere fant han ved bruk av DCA, mosaikkdiragram og regresjon at vegetasjonsmønsteret i en annen del av nasjonalparken best kunne forklares av høyde, innstråling og magnesiuminnholdet i jorda (Parker 1989). Parker brukte de sistnevnte metodene på nytt igjen i 1991 i Lassen Volcanic National Park, California. Her var det høyde som var best korrelert ( $r = 0.92$ ) med vegetasjonsfordelingen.

Baker (1983) brukte DCA og regresjonsanalyse av alpin vegetasjon på Wheeler Peak, New Mexico og kom til at vegetasjonsfordelingen var godt korrelert med varigheten av snø, vindhastighet, aspekt, innstråling og topografisk fuktighetsindeks. DCA og regresjonsanalyse utført av K. C. Parker (1991) i Sonoran ørkenen i USA, viste at vegetasjonsmønsteret der var godt korrelert med helning, høyde, jordtekstur, aspekt og geologi.

Harrison et al. (1989) anvendte kanonisk korrelasjon i en vegetasjonsanalyse på et skogområde i Virginia. De kanoniske funksjonene var best korrelert med høyde og helning og mindre korrelert med aspekt. Diskriminantanalyser ga de samme resultatene. Bruke et al. (1989) brukte kanonisk korrelasjon i analyse av en steppe i Wyoming. Korrelasjoner mellom de originale variablene og en kanonisk variabel, tydet på at topografiske parametre knyttet til vind best forklarte sammensetningen av vegetasjonen. Dette ble forklart med at vinden i området i høy grad er med på å styre fuktighet og temperatur i bakken, samt snøfordelingen.

Isard (1986) brukte deskriptiv statistikk til å se på hvilke faktorer som påvirker vegetasjonsfordelingen på den alpine tundra i Niwot Ridge, Colorado. Han kom til at variasjon i fuktighet i bakken gjennom forskjeller i evapotranspirasjon, innstråling og vindhastighet i de ulike eksposisjonene var med på å styre vegetasjonsfordelingen. Allen & Peet (1990) brukte DCA og DCCA i en gradientanalyse av skog i Sangre de Cristo Range, Colorado. Vegetasjonsmønsteret viste seg å være best korrelert med høyde, og var også godt korrelert med topografisk fuktighetsindeks og helning.

**Canada.** - Ayyad & Dix (1964) brukte en form for faktoranalyse til å analysere fordelingen av vegetasjon på prærien i Saskatchewan, Canada. De kom fram til en primærakse som representerte aspekt som et uttrykk for variasjoner i varme og fuktighet. Den sekundære akse var assosiert med fuktighet bestemt av posisjon (fra dalbunn til fjelltopp), og med aspekt gjennom variasjoner i innstråling. I nabostaten til Saskatchewan, Alberta, kom Lieffers & Larkin-Lieffers (1987) fram til omtrent de samme resultatene. Med prinsipalkomponent-analyser og deskriptiv statistikk konkluderte de med at solinnstråling, aspekt, fuktighet og mengden næringsstoffer bestemte fordelingen av prærievervegetasjonen. Gagnon & Bradfield

(1986) brukte CA i en gradientanalyse av skog i Vancouver, og fant at vegetasjonsmønsteret var relatert til næringsstoffer i bakken, fuktighet i jorda og høyde over havet.

**Puerto Rico.** - Basnet (1992) brukte kanonisk korrelasjon for å undersøke effekten av topografi på fordelingen av trær i en regnskog i Puerto Rico. Han kom til at artenes fordeling var mest styrt av høyde og topografisk posisjon.

**Brasil.** - Oliveira-Filho et al. (1994) anvendte CCA til å se på effekten av jord og topografi på fordelingen av trearter i en tropisk skog i sørøstlige Brasil. Resultatene viste at førsteaksen hovedsakelig representerte en jordkjemisk gradient, mens andreaksen i hovedsak var en topografisk gradient. Andreaksen var sterkt korrelert med gjennomsnittshøyde og høydens rekkevidde i prøverutene. Da Silva Júnior et al. (1996) gjorde en vegetasjonsanalyse i et skogsområde i Brasil. Resultatene av DCCA viste at førsteaksen representerte topografisk fuktighetsindeks, jordtekstur og næringsinnhold i bakken.

**Australia.** - I et fjellområde i Central Victoria, sør i Australia, fant Ashton (1976) ved bruk av prinsipalkomponentanalyser og deskriptiv statistikk at fordelingen av eukalyptusarter varierte med eksposisjon og posisjon p.g.a. forskjeller i fuktighet og næringsstoffer i jordsmonnet. Kirkpatrick & Nunez (1980) fant med Pearson produkt moment korrelasjon at de fleste artene i et eukalyptusdominert område på øya Tasmania, sør for fastlandet, var signifikant korrelert med innstråling.

**Spania.** - I Spania er trolig aspekt og helning de terrengparametrene som best kan forklare fordelingen av vegetasjonen. Guardia et al. (1992) anvendte CA i undersøkelse av relasjonene mellom vegetasjon og topografi i sørøstlige deler av Pyreneene, og kom til at aspekt var en avgjørende faktor. Olano, Loidi, Ander, Escudero (1998) gjennomførte en vegetasjonsanalyse av undervegetasjonen i en bjørkeskog i nordøstlige del av landet. DCA tydet på at parametre tilknyttet selve jordsmonnet hadde størst betydning, mens helning også hadde en viss relevans.

**Kamerun.** - Ved hjelp av DCA fant Gartlan et al. (1986) at distribusjonen av vegetasjon i en regnskog i Kamerun var best korrelert med parametrene høyde og helning.

**Israel.** - Kuitel (1992) undersøkte hvilken effekt aspekt har på jord og vegetasjon i et fjellområde i nordvestlige Israel. Med deskriptiv statistikk kom Kuitel til at det var store forskjeller i vegetasjonen mellom nordlige og sørlige eksposisjoner som han relaterte til variasjoner i fordamping, som igjen påvirker fuktigheten i bakken.

**Norge.** - Eilif Dahl og hans studenter og medarbeidere har i siste halvdel av det 20. århundre stått sentralt i den forskningen som gjør at det i dag foreligger økologiske og fysiologiske forklaringer på forekomstene av viktige arter i Norge (Moen, 1998). I 1942 startet Eilif Dahl på en studie av vegetasjon og miljø i Rondane som endte opp i 1956 med dokumentet *Rondane. Mountain vegetation in South Norway and its relationship to the environment*. Han

gjorde et intenst feltarbeid med 614 lokaliteter. På hver lokalitet målte han blant annet høyde, helning og aspekt. Han kom til at fordelingen av vegetasjonstyper og plantearter i Rondane bl.a. var styrt av disse terrengparametrene. Han anerkjente også betydningen av snødekke, solifluksjon, drenering og andre faktorer knyttet til jord.

Odland et al. (1990) gjorde en undersøkelse av forholdet mellom bregnedominert vegetasjon og miljø i vestlige deler av Sør-Norge. De topografiske variablene var høyde, helning og aspekt. CCA viste at vegetasjonsfordelingen var best korrelert med høyde. Den var noe korrelert med aspekt og dårlig korrelert med helning. Det ble identifisert tre komplekse gradienter. Av disse var det en kompleks gradient for temperatur bestemt av høyde og temperatur, en kompleks gradient for næringsinnhold i bakken, samt en kompleks gradient for kontinentalitet karakterisert av kontraster i fuktighet, temperatur i januar og tykkelse i humuslaget.

Økland & Eilertsen (1993) utførte en studie av undervegetasjonen i Solhomfjell- området på grensen mellom Telemark og Aust-Agder, ved hjelp av DCA og local non-metric multidimensional scaling (LNMDs). Variabelen terrengform viste seg å være best korrelert med vegetasjonsfordelingen. Også parametre for næringsinnhold og fuktighet i jorda og helning var godt korrelerte. Det var en viss korrelasjon med ruhet. Korrelasjonene med varmeindeks (en funksjon av helning og aspekt) og kurvatur var heller dårlige. Den første DCA og LNMDs akse ble tolket som en topografisk kompleks gradient.

Rydgren (1994) undersøkte vegetasjonen i Gutulia nasjonalpark i Hedmark med DCA og LNMDs. De variablene som best forklarte vegetasjonsfordelingen var variabler relatert til næringsinnhold i jorda, mengden stein, ruhet, varmeindeks og aspekt. Også helning var ganske godt korrelert. Den første DCA akse ble tolket som en kompleks snødekkegradient, mens den andre ble tolket som en mikroklimatisk gradient.

Undersøkelsen til Økland (1996) omfattet ti forsøksområder med granskog, spredt utover Sør-Norge. Terrengparametrene hun brukte var aspekt, helning, høyde og varmeindeks. De variablene som var best korrelert med vegetasjonsfordelingen var variabler som relaterte seg til næringsstoffer i jordsmonnet. Variabler for temperatur, fuktighet i jorda, nedbør og breddegrad var også godt korrelerte. Terrengparametrene viste seg å være noe mindre korrelerte med vegetasjonsfordelingen, og korrelasjonene varierte fra forsøksområde til forsøksområde. Totalt for de ti stedene var høyde den desidert best korrelerte terrengparameteren. Av de resterende parametrene var det aspekt som kom best ut. Den første DCA akse ble tolket som en kompleks gradient for næringsinnhold i jorda. Den andre akse ble ansett for å være en fuktighetsgradient.

## 2.2 Vegetasjonsfordeling og topografi i et GIS-perspektiv

Det som først og fremst skiller denne kategorien fra den forrige er bruken av GIS og digitale høydemodeller (DEM). Høydemodellene brukes til å beregne de terrengparametrene som en antar er med på å bestemme fordelingen av vegetasjonstyper i et område. En annen viktig forskjell fra forrige kategori er at det er geografer, og ikke økologer som driver med forskning innenfor denne kategorien. Denne kategorien bruker dessuten stort sett lavere oppløsninger enn den forrige kategorien.

Forskningen innenfor denne kategorien kan deles inn i to grupper; på den ene siden forskning som ser på sammenhengene mellom vegetasjonsfordeling og terreng, og på den andre siden forskning som bruker slike sammenhenger til å predikere/modellere vegetasjonstypene i et geografisk område. Også her er som regel terrengparametre bare en del av de parametrene som er med i undersøkelsene. Det legges mye vekt på meteorologiske forhold som forklarende faktorer for vegetasjonsmønsteret. Siden forskning innenfor dette feltet er ganske nytt, fins det mindre litteratur innen denne kategorien enn innen foregående kategori. Undertegnede kjenner ikke til at det er blitt gjort forskning innenfor denne kategorien på norske forhold.

**USA.** - Davis & Goetz (1990) modellerte vegetasjonen i et område i California som er dominert av eik, ved bruk av digitale terrengdata. Distribusjonen av fem vegetasjonstyper ble modellert. De topografiske parametrene inkluderte høyde, helning, innstråling og nedslagsfelt, alle utledet fra en DEM med 30 m oppløsning. I tillegg ble geologi tatt med i beregningene. Modelleringen av vegetasjonstypene ble gjort ved å beregne regresjonskoeffisienter estimert med vanlig minste kvadraters metode. Innstråling viste seg best å forklare fordelingen av vegetasjonstypene. 21% av predikert eikeskog var virkelig eikeskog og 40% av eikeskogen ble predikert som eikeskog.

Walker, Stoms & Davis (1992) gjorde forsøk på å modellere potensiell naturlig vegetasjon for 16 vegetasjonstyper i sørlige Nevada, California. Ut fra en DEM utledet de topografisk fuktighet basert på aspekt. Vegetasjonen ble modellert ut fra en todimensjonal oppslagstabell med opplysninger om vegetasjonstypene og deres typiske verdier for høyde og topografisk fuktighet. Høyde viste seg å ha dominerende innflytelse på vegetasjonen, men også topografisk fuktighet hadde sterk påvirkning. 44 av de 100 punktene var korrekt klassifisert. I tillegg var 10 andre punkter innen en piksel borte fra den korrekte typen.

Pinder et al. (1997) undersøkte sammenhengene mellom vegetasjonstyper og topografi i Lassen Volcanic National Park, California. Ut fra en høydemodell med 30 m oppløsning ble det beregnet aspekt, helning, kurvatur, topografisk posisjon og topografisk relativ fuktighetsindeks (TRMI). De største bidragene til TRMI hadde aspekt og topografisk posisjon, mens helning og kurvatur bidro mindre. Til de statistiske analysene ble det brukt  $\chi^2$ -kontingens tabell prosedyrer. Vegetasjonsfordelingen var mye bestemt av høyde. Også helning og aspekt var statistisk signifikante. Kurvatur, topografisk posisjon og TRMI forklarte lite av vegetasjonsfordelingen. TRMI kunne trolig gitt bedre resultater dersom bidragene fra de fire parametrene ble justert.

Franklin (1998) predikerte fordelingen av 20 busk-arter i sørlige California fra klima og terrengparametre. Minimumstemperatur for desember, maksimumstemperatur for juli og

gjennomsnittlig årsnedbør ble interpolert fra data fra klimastasjoner ved å bruke høyde fra en DEM. Potensiell innstråling for vår og vinter ble estimert ved hjelp av høyde, helning og aspekt. Koordinater og helning ble i tillegg tatt med i modelleringen. De modellene som ble anvendt for å predikere fordelingen av de 20 artene var generaliserte additive modeller (GAM), generaliserte lineære modeller (GLM) og klassifikasjonstremodeller (CT). Predikeringsfeilene varierte fra planteart til planteart. GAM ga predikeringsfeil på 2 – 27 %, GLM 7 – 30 % og CT-modellen 2 – 25 %.

Brown (1994a, 1994b) undersøkte forholdet mellom vegetasjon og topografi ved tregrensen i Glacier National Park, Montana og Rocky Mountain National Park, Colorado. Det ble utført statistiske analyser i begge nasjonalparkene. I tillegg ble vegetasjonstypene i Glacier National Park modellert. En snøpotensialeindeks ble utviklet for å representere potensialet for snøakkumulasjon i hver celle. Indeksen ble basert på dominerende vindretning, kurvatur og høyde. Innstråling ble beregnet ut fra helning, høyde og aspekt. Til de statistiske analysene ble det brukt høyde, innstråling, topografisk fuktighetsindeks (wetnessindeks) og helning. Mellom 30 og 50 % av vegetasjonsklassenes fordeling kunne forklares av høyde og helning, men innstråling og topografisk fuktighet hadde også stor betydning. En kombinasjon av generaliserte additive og generaliserte lineære teknikker ble brukt til å konstruere logistiske regresjonsmodeller som kunne representere fordelingen av vegetasjonstypene. De nevnte parametrene samt grenser for skred og branner ga en klassifikasjonsnøyaktighet på 55,5% for fire vegetasjonstyper.

**Alaska.** – Evans et al. (1989) brukte GIS til å se på de romlige sammenhengene mellom terreng, snøfordeling og vegetasjonsmønster på et område i nordlige Alaska. Flybilder og feltarbeid ble brukt til å lage kart over snøfordelingen. Ut fra en terrengmodell beregnet de helning og aspekt. Vindretningene i området hadde mye å si for snøfordelingen, og dermed også for fordelingen av planteartene. De dominerende vindretningene var fra sør og sørvest. Det førte til at tørketålende arter var konsentrert i sør- og sørvest vendte helninger, mens fuktighetskrevede arter var for det meste var å finne i nord- og nordvestvendte helninger. Lokaliseringen av flere vegetasjonstyper var godt korrelert med snødybde.

Ostendorf & Reynolds (1998) lagde en topografisk utledet vegetasjonsmodell for seks vegetasjonstyper på den arktiske tundraen i Brooks Range i nordlige Alaska. I arktiske strøk er det en sterk sammenheng mellom vann og plantenes struktur og funksjon. Modellen baserte seg derfor på forholdet mellom vegetasjonstyper og helning og avrenning. Modellen ble utviklet og parameterisert på vegetasjonsdata fra et nedslagsfelt på 2.2 km<sup>2</sup>, og testet på et område som var 22 km<sup>2</sup>. Helning og avrenning ble beregnet ut fra en høydemodell med 10 m oppløsning. Til å kvantifisere fordelingen av vegetasjon ble det brukt G-funksjoner. Den romlige nøyaktigheten til modellen var 56-59% i en del av testområdet og 71-78% i en annen del.

**Sveits.** - Fischer (1990) gjorde forsøk på å simulere fordelingen av plantesamfunn i et alpint landskap i Alpene i Sveits. Det ble brukt 63 vegetasjonstyper. Fra en terrengmodell med 50m oppløsning ble det beregnet helning og innstråling. De andre variablene som ble brukt i modellen til å simulere vegetasjonstypene var høyde, geologi, jordarter, arealbruk samt snødekke utledet fra satellittbilder. Vegetasjonskartet ble simulert ved å kalkulere den multivariate betingede sannsynligheten for alle de 63 vegetasjonstypene. For å unngå problemet med autokorrelasjon ble det anvendt BW-statistikk til å finne ut for hvilke

avstander det ikke lengre var noen autokorrelasjon. Avstanden ble funnet til å være 150 m, slik at kontingenstabellene ble beregnet med en gridbredde på 150 m. 70 % av pikslene i det simulerte vegetasjonskartet stemte overens med et annet vegetasjonskart. 90 % av pikslene stemte i det minste med en lignende vegetasjonstype.

Brzeziecki et al. (1993) simulerte et kart over potensiell naturlig skogvegetasjon for hele Sveits. Fordelingen av 71 skogtyper skulle simuleres ved hjelp av 12 miljømessige variabler. Av disse var det tre topografiske parametre - høyde, aspekt og helning som ble utledet fra en DEM. De resterende parametrene var parametre for temperatur, nedbør, pH og fysiske jordparametre. Til å modellere vegetasjonstypene ble det brukt multivariat klassifikasjon. Den valgte oppløsningen var på 1 km. De 71 skogtypene ble inndelt i 5 klasser ut fra hvilke høydebelter de er mest typisk å finne i. Dette ga en klassifikasjonsnøyaktighet på 58,6% for et utvalgt område i det simulerte kartet.

Zimmermann & Felix (1999) utførte prediktiv kartlegging av alpin gressmark på tre steder i Sveits. De anvendte parametrene graddager, fuktighetsindeks for juli, potensiell direkte innstråling for mars, indeks for kontinentalitet, geologi og helning. Graddager ble kalkulert på grunnlag av interpolert daglig gjennomsnittstemperatur. Indeksen for kontinentalitet ble utledet fra årlig nedbør og gjennomsnittlig årstemperatur. Fuktighetsindeksen ble beregnet som differansen mellom nedbør og potensiell evapotranspirasjon. Kart over meteorologiske data ble interpolert fra meteorologiske data og en høydemodell med oppløsning på 50 m. Det ble brukt logistisk regresjon til å predikere sannsynligheten for vegetasjonstyper og plantearter som en funksjon av de fire klimatiske parametrene. Helning og geologi ble bare brukt som binære filtre. Korrekt klassifikasjon var 58 % for de 25 vegetasjonstypene og 55 % for de 26 planteartene.

**Kasakhstan.** - Florinsky & Kuryakova (1996) undersøkte topografiens påvirkning på fordelingen av vegetasjonstypene i fire områder i nordøstlige Kasakhstan. Vegetasjonstypene ble rangert etter høyde og tetthet. Høydemodellen hadde en oppløsning på 400m. Ut fra denne ble følgende parametre utledet: helning, aspekt, plankurvatur, profilkurvatur, totalkurvatur, spesifikt nedslagsfelt, wetnessindeks og stream power index. Vegetasjonsfordelingen var godt korrelert med høyde, plankurvatur, profilkurvatur, spesifikt nedslagsfelt og wetnessindeks. Det ble beregnet en regresjonsligning for hver av de geografiske områdene, og disse forklarte mellom 26 og 68 % av vegetasjonsfordelingen.



## Kapittel 3:

### Geomorfometri og vegetasjon

#### 3.1 Geomorfometri

Geomorfometri er del av terrenganalyse. Terrenganalyse er studien av elementer relatert til geometrisk form, det underliggende materialet, den morfologiske historien og topologi av landformer (Schmidt & Dikau). Geomorfometri (eller ganske enkelt morfometri) er numerisk representasjon av topografi (Pike 1995). Den er en fusjon av matematikk, geovitenskap, ingeniørvitenskap og informasjonsteknologi. Dette er et gammelt fagfelt som er beslektet med geomorfologi. I dag er geomorfometri et anerkjent underfelt innen geologi, geografi, geomorfologi og digital kartografi (Thorn 1988, Richards 1990, Clarke 1990, i: Pike 1995).

Geomorfometrien beskriver relieffet kvantitativt og karakteriserer egenskaper til ulike reliefftyper (geomorfologi). Den definerer landskapselementer som er homogene med hensyn til ulike naturlige prosesser, f.eks. avrenning. Geomorfometrien studerer sammenhengen mellom landform og prosess. Den grunnleggende antagelsen innen geomorfometrien er at det er et nært forhold mellom overflateprosesser og spesifikke topografiske karakteristikk, uttrykt som topografiske parametre (Evans 1972, Dikau *et al* 1995). Topografien reflekterer de prosessene som har formet den, f.eks. massebevegelse og avrenning, samtidig som den også er med på å styre disse prosessene (Sandbo 1999). Topografien har viktig innvirkning på hydrologiske, geomorfologiske og biologiske prosesser i landskapet (Moore, Grayson, Landson 1991). Den romlige fordelingen av topografiske parametre kan ofte brukes som et indirekte mål på romlig variasjon av disse prosessene. Det er blitt hevdet at nedslagsfeltet er den fundamentale geomorfometriske enhet.

Geomorfometrien deles inn i generell og spesifikk geomorfometri. Generell geomorfometri måler og analyserer de egenskaper ved landformer som en finner ved alle ujevne overflater (Evans 1972). Spesifikk geomorfometri, derimot, måler og analyserer spesifikke landformer som f.eks. botner, drumliner og elveløp. Generell geomorfometri omhandler elementer som høyde, helning, avstander og arealer. Den besørger en basis for kvantitativ sammenligning mellom kvalitativt ulike landskaper. Klassifikasjon av landskapet i vegetasjonstyper basert på terrengparametre har elementer i seg fra spesifikk geometri. Vegetasjonstyper er riktignok ikke landformer, men er på samme måte som landformer diskrete elementer styrt av topografien.

Kvantifiseringen av høydedata i en digital form er inkludert innen feltet geomorfometri (Evans 1972, Dikau *et al* 1995). En *digital høydemodell (DEM)* er en ordnet matrise av tall som representerer den romlige fordelingen av høyder over en vilkårlig høyde i et landskap (Moore, Grayson & Landson 1991). Digitale høydemodeller er en undergruppe av *digitale terrengmodeller (DTM)*. En digital terrengmodell kan defineres som en ordnet matrise av tall som representerer den romlige fordelingen av terrengattributter.

Digitale høydemodeller er vanligvis organisert i en av tre datastrukturer – (1) regelmessige rutenett (grid), triangulære uregelmessige nettverk (TIN) og høydekurver – avhengig av kilden og/eller foretrukket analysemetode (Wilson & Galant 2000). Digitale høydemodeller

med kvadratisk gridstruktur er blitt mest brukt på grunn av deres enkle struktur (f.eks. enkle høydematriser som underforstått inneholder topologiske relasjoner mellom datapunkter) og på grunn av deres enkle implementering.

En gridded høydemodell representerer terrengoverflaten som et regulært gitter av punkthøyder. Punkthøydene er i midten av hver gridcelle. Gridcellene bør derfor ikke tenkes på som flate med konstant høyde. Formen av overflaten i en høydemodell er representert av endringen i høyde mellom nærliggende punkter (Gallant & Wilson 2000).

Når terrenget foreligger digitalt er det mulig å beregne spesifikke terrengegenskaper (parametre) og analysere dem i forhold til hverandre og data målt i felt. En terrengparameter gir mer informasjon dersom den i hovedsak er kontrollert av topografi enn hvis den er kontrollert hovedsakelig av andre forhold, slik som hvis innholdet av jordvann er mest kontrollert av egenskaper ved jorda (Wilson & Gallant 2000).

Kombinasjonen av flere topografiske parametre beregnet fra en høydemodell definerer topografiske regioner etter en klassifikasjonsprosess (Evans 1972, Dikau *et al* 1995). Hvis en kan etablere en fysisk eller empirisk forbindelse mellom en topografisk region og en vegetasjonstype, kan geomorfometri brukes som et verktøy for romlig modellering av vegetasjonstyper.

### 3.2 Vegetasjonsklassifikasjon

Den geometriske signaturen er et sett med mål som beskriver topografisk form bra nok til å skille mellom geomorfologisk ulike landskap (Pike 1988). Den geometriske signaturen abstraherer terrengformene fra digitale høydemodeller og uttrykker de numerisk. Den består av topografiske attributter utledet fra en DEM. I arbeidet med å produsere en geometrisk signatur forsøker man å finne en passende sammensetning av parametre som kan brukes til å skille mellom ulike grupper innenfor et tema i landskapet man ønsker å klassifisere. Fordelingen av vegetasjonstyper er i stor grad bestemt av variasjonene i topografien. Ulikheter i terrengform påvirker fordelingen av næringsinnhold, vann, solinnstråling osv. Dette er elementer som har betydning for hvilke planter som vil vokse hvor. Fordi geomorfologisk ulike landskap har ulik vegetasjon kan den geometriske signaturen i stor grad brukes til å skille mellom vegetasjonstyper.

En geometrisk signatur kan brukes som en indirekte indikator for den informasjonen om landskapet som vi er på jakt etter, f.eks. vegetasjonstype. Den geometriske signaturen vil imidlertid sjelden være tilstrekkelig til å klassifisere vegetasjonstypene eksakt, da det ikke er noen entydig sammenheng mellom form og vegetasjonstype. For å klassifisere de helt presist må man ha med alle de forutsetningene som ligger til grunn for vegetasjonstypenes utbredelse. Geometrisk signatur er en undergruppe av geomorfisk signatur (*eng. geomorphic signature*), et bredere og større, utviklet begrep som innebærer mer enn topografi (Pike 1988). En geomorfisk signatur kan karakterisere hele det fysiske landskapet. Foruten topografi trenger den numeriske data om litologi, struktur, jord, vegetasjon, klima og variabler som alder og siste landheving.

Klassifikasjon av vegetasjon med en digital terrengmodell kan utføres på samme måte som klassifikasjon i fjernanalyse. I fjernanalyse er overflatedekket klassifisert på grunnlag av

spektral refleksjon over et spekter av bølgelengder (eller andre fjernanalyserte karakteristika av overflaten) (Weibel & DeLotto 1988). I tilfellet med klassifikasjon av vegetasjonstyper brukes forskjellige slags geometriske mål (terrengparametre) istedenfor spektrale refleksjonsverdier. Utvelgelsen av variabler som input i en hvilken som helst klassifikasjon bør reflektere kjente egenskaper ved fenomenet som skal undersøkes. Når man klassifiserer vegetasjonstyper ved bruk av terrengparametre bør man derfor velge parametre som kan brukes til å skille mellom vegetasjonstypene.

Fra fjernanalysen og bildebehandlingen kan man overføre en inndeling av klassifikasjonsmetoder i to hovedkategorier, kalt styrt og ikke-styrt klassifikasjon (Campbell 1996, Burrough 1986), dersom man erstatter den spektrale bildeinformasjonen med terrengparametre. I en *styrt klassifikasjon* vet en hvilke klasser en ønsker å dele studieområdet inn i. Målet er å tilegne hver lokalitet i studieområdet til en kjent klasse. Styrt klassifikasjon forutsetter apriori kunnskaper om klassene. Parametre analyseres i områder hvor klassetilhørigheten er kjent, kalt treningsområder. En kan da finne fram til passende signaturer ved å gi en statistisk beskrivelse av parametrenes egenskaper innen de forskjellige klassene. Signaturene brukes så til å kartlegge ukjent terreng. Jo flere lokaliteter som kan identifiseres å tilhøre en klasse og jo mer homogene celleverdier er innen hver klasse, jo bedre vil den påfølgende klassifikasjonen bli. *Ikke-styrt klassifikasjon* defineres i fjernanalysen som identifiseringen av naturlige grupper eller strukturer innen multispektrale data (Campbell 1996). Ved ikke-styrt klassifikasjon har man ikke forhåndskunnskaper om klassene, og bruker isteden metoder for å lete etter naturlige grupperinger av observasjoner på bakgrunn av terrengparametrenes verdier, og inndeler landskapet ut fra disse.

### 3.3 Samspillet mellom vegetasjon og topografi

Planter som har noenlunde samme krav til miljøet vil vokse på samme sted. De danner det vi kaller et plantesamfunn eller en vegetasjonstype (Rekdal, 1998). En vegetasjonstype er en karakteristisk samling av arter som vil gå igjen på lokaliteter med like vekstforhold. Mange av artene vil opptre i flere vegetasjonstyper. De enkelte arters krav til omgivelsene kan være forskjellige (Rønning 1985). Når de likevel kan vokse og trives sammen, er det fordi de alle finner livsmuligheter innen det miljøet som forekommer på voksestedet. De enkelte arter utnytter ikke samme del av miljøet de lever i, de blir heller ikke begrenset av den samme økologiske faktor, og de når heller ikke maksimal utvikling til samme tid.

Omgivelsene er alt som kan påvirke plantene på en eller annen måte (Larsson & Rekdal, 1997). Det er her snakk om et kompleks av faktorer som topografi, jord, vann, temperatur, lys og andre organismer. Disse faktorene betegnes *vekstfaktorer*, *miljøfaktorer*, *omgivelsesfaktorer* eller *økologiske faktorer*. De kan betraktes individuelt, men det endelige resultatet på plantene skyldes faktorenes samlede effekt. Vegetasjonen er en funksjon av samspillet mellom alle vekstfaktorene.

Vekstfaktorene kan deles inn i klimatiske, edafiske, topografiske og biologiske (Rønning 1985). De klimatiske faktorer omfatter temperatur, lys, fuktighet, vind og snø m.m. Edafiske faktorer er markens vannforhold, næringsemner, jordens surhetsgrad og partikkelstørrelse osv. De biologiske faktorene er den påvirkning andre levende organismer har på planten. De topografiske faktorer inkluderer blant annet høyden over havet, terrengets helning og eksposisjon.

Austin (1980) og Cunningham (1981) (i: Austin et al. 1984) delte vekstfaktorene inn i indirekte faktorer, direkte faktorer og ressursfaktorer. Indirekte faktorer, f. eks. høyde, influerer planteveksten indirekte. Høyde påvirker planteveksten indirekte ved at den lokalt regulerer for eksempel nedbør, vind og temperatur. Direkte faktorer, deriblant pH, er de som har en direkte fysiologisk effekt på planteveksten uten å konsumeres av planten. En ressursfaktor, slik som nitrogen, er en faktor som brukes direkte som en ressurs for plantene til veksten. Det er ikke noe absolutt skille mellom direkte faktorer og ressursfaktorer. Alle de topografiske faktorene er indirekte faktorer. Topografi modifierer inntaket av de funksjonene (f. eks. tilgang på vann og innstråling) som driver økosystemet (Austin et al. 1984).

Hver art og vegetasjonstype har et toleranseområde ovenfor hver enkelt av disse vekstfaktorene (Moen, 1998). I ett tilfelle kan det være bredt, noe som vil si at den aktuelle faktoren kan variere betydelig uten å virke begrensede. For en annen miljøfaktor kan toleranseområdet være snevert, slik at bare små variasjoner kan tåles. I slike situasjoner vil vanligvis den faktor der arten har det snevreste toleranseområdet være den begrensede. De forskjellige vekstfaktorene kan til en viss grad erstatte hverandre (Aas 1993). God tilgang på én vekstfaktor vil skape bedre mulighet til å utnytte en annen faktor mer effektivt. Det negative utslaget av en minimumsfaktor blir sterkest når de øvrige vekstfaktorer også er svake.

### 3.4 Terrengparametre

Ved hjelp av en digital høydemodell er det mulig å kvantifisere de topografiske vekstfaktorene til topografiske parametre. Det er vanlig å skille mellom primære attributter som er beregnet direkte fra en digital høydemodell, og sekundære eller sammensatte attributter som involverer kombinasjoner av primære attributter. Sekundære attributter omfatter fysisk basert eller empirisk utledede indiser som kan karakterisere romlig variasjon av bestemte prosesser i landskapet (Wilson & Galant 2000).

#### 3.4.1 Primære terrengparametre

Grunnleggende geometriske attributter kalles ofte *primære topografiske attributter*, og kan beregnes direkte fra en digital høydemodell (DEM) (Moore et al. 1991).

**Høyde.** Overflatehøyde beskriver overflatens ruhetsfunksjon som er kontinuerlig i hvert punkt (Etzelmüller & Sulebak 2002). Høyden har trolig størst betydning for vegetasjonsfordelingen (Wielgolaski 1978). Det er mange forhold som varierer med høyde, og som har betydning for plantevekst og vegetasjonsfordeling. Nedbør, innstråling, vindhastighet og snødybde er sterkt, positivt korrelerte med høyde, mens temperaturen er negativt korrelert. I Norge er det endring i temperaturen med høyde som har størst betydning for fordelingen av plantene. Døgngjennomsnittstemperaturen synker jo høyere vi kommer over havet, generelt 0,55°C pr. 100 m. Årsaken til temperatursenkingen er at mengden karbondioksid og luftfuktigheten avtar med høyden, og derfor fører til redusert varmeeffekt (Strahler & Strahler 1994).

Standardavviket til høyde er et mål på variasjonen av høyde innenfor et vindu (Gallant & Wilson 2000). Det er et nyttig mål på lokalt relieff i skalaen spesifisert av vinduets radius.

**Helning** er mål på hvordan gravitasjon forårsaker strømninger av vann og annet materiale (Gallant & Wilson 2000). Den kontrollerer innstråling, fordamping og varigheten av snødekke (Zevenbergen & Thorne 1987, Franklin 1987, i: Sulebak et al. 1997). Helning påvirker farten av strømninger både på og under overflaten og derfor blant annet innholdet av jordvann og erosjonspotensialet. Jo brattere en skråning er, jo tørrere vil den være pga dårlig tilgang på vann. En vil derfor typisk få mer tørketålende arter i bratte skråninger enn på flat mark. På den annen side vil et stadig sig av surstoffrikt og næringsrikt grunnvann føre til raskere omsetning enn på flater og dermed gunstigere jordprofiler (Wielgolaski 1978). En skråning vil motta mer innstråling jo brattere den er. Også dette kan medføre til mer tørketålende arter i bratte skråninger, men det avhenger også av helningsretningen.

Standardavvik av helning måler heterogeniteten at topografien (Evans 1998), og vil være høy der hvor overflaten er mye utskjært, for eksempel der hvor terrenget består av mange skarpe tinder.

**Helningsretning(eksposisjon, aspekt)** er med på å bestemme planteveksten mest gjennom innstråling og fordamping. Fordi en flate mest mulig vinkelrett på solstrålingens retning blir sterkest oppvarmet, vil spesielt om våren relativt bratte sørskråninger bli mye varmere enn horisontale flater. For å være helt korrekt, vil som oftest sør-sørvestskråninger være de varmeste fordi jorden der har tørket mest ut etter nattens fuktighet før solen får sin maksimale innstråling på skråningen (Wielgolaski 1978). Omsetningen i jordoverflaten vil gå raskest her, slik at jordsmonnet blir gunstigere enn de øvrige faktorer skulle tilsi. Dette gir seg ofte tydelige utslag på vegetasjonen. På grunn av sterkere innstråling i sørlige skråninger vil mange plantearter nå høyest opp her i fjellområdene. Dette ser vi tydeligst på skog- og tregrensene.

Helningsretningen påvirker også hvor mye vind en lokalitet får. Der hvor vinden er sterkest vil en få krypende, vindherdig og tørketålende vegetasjon, mens det i lesider og forsenkninger kan være mer frodig vegetasjon (Rekdal 1998). Helningsretningen har dessuten mye å si for snøfordelingen i områder med sterk vind.

**Kurvatur** er et mål på konveksitet og konkavitet av jordoverflaten (Zevenbergen & Thorne 1987, Franklin 1987, i: Sulebak et al. 1997). Kurvaturen kan deles inn i *profilkurvatur* i helningsretningen, og *plankurvatur* (kotekurvatur) på tvers av skråningen. Profilkurvatur (graden av endring i helning) påvirker akselerasjon og deakselerasjon av strømmer, og påvirker derfor erosjon og avsetning, mens plankurvatur (graden av endring i aspekt) påvirker stømningskonvergens og strømningsdivergens. Totalkurvatur er gjennomsnittet av plankurvatur og profilkurvatur (Florinsky & Kuryakova 1996). Totalkurvatur er et mål på overflaten selv, ikke kurvaturen av en linje over overflaten i en eller annen retning (Gallant & Wilson 2000). Den kan være negativ eller positiv, med null kurvatur for en overflate som er flat eller hvor konveksitet i en retning er balansert av konkavitet i en annen retning (slik som for en sadel). Kurvaturene kontrollerer jordfuktighet, pH, tykkelsen på lagene i jordprofilet, organisk materiale og andre egenskaper ved jorda (Shary et al., 1991; Moore et al., 1993; Bell et al., 1994; m. fl., alle i: Florinsky & Kuryakova 1996). I senkninger blir det ofte tilført mer

næring (Wielgolaski 1978). Det vil også være et stadig sig av surstoffrikt og næringsrikt grunnvann som kan føre til raskere omsetning enn på flater og opphøyde arealer, og dermed gunstigere jordprofiler. Senkninger vil under inversjonsforhold kunne gi kaldluftsbassenger og -strømninger. Denne kaldlufta kan lett forårsake frostskaade på plantene eller ødelegge mulighetene for frø til å kunne spire (Rønning 1985).

Gjennomsnitt av profilkurvatur og plankurvatur er mål på nettokurvatur i henholdsvis profil og plan (Evans 1998). Gjennomsnittsverdiene vil, i forhold til opprinnelige verdier, nærme seg null, siden konveksiteter og konkaviteter vil balansere hverandre ut. Standardavviket gir graden av irregularitet av overflaten sett i profil og plan. Jo større standardavvik, jo mer kurvete er terrenget. Standardavvik av plankurvatur er et mål på graden av skarpe innsnitt i suksessive koter, dvs. at standardavviket kan relateres til tettheten av kanaler (elver/bekker).

### 3.4.2 Sekundære terrengparametre

Sekundære terrengparametre er logiske, statistiske eller aritmetiske kombinasjoner av primære topografiske attributter. De er substitutter for spesifikke prosesser i naturen, og skal beskrive deres romlige fordelingsmønster. Sekundære parametre kan virke inn på egenskaper ved jord (fordi jorda i mange landskaper er påvirket av rennende vann), fordelingen av jordvann, landskapets mottakelighet av erosjon av vann og fordelingen av flora og fauna.

**Innstråling** fra sola påvirker temperaturen på jordoverflaten og lystilgangen for plantene. Et økosystem får hele sin tilførsel av energi fra sola (Rønning 1985). Den innstrålte solenergien vil derfor være en viktig faktor for økosystemets produksjon. Plantene er avhengige av tilstrekkelig tilgang på lys for å kunne produsere plantemateriale gjennom fotosyntesen. Plantene kan nytte både direkte sollys og reflektert, diffust lys (Aas 1993). Det siste betyr mest for planteveksten. Planterarter kan bare eksistere, produsere og reprodusere innen bestemte temperaturområder. Kravene som de forskjellige arter setter til maksimums- og minimumstemperatur, optimumstemperatur og lengde av vekstsesong er høyst forskjellige.

Direkte solinnstråling er en funksjon av breddegrad og tid på året, og topografisk helning, aspekt og skygge kontrollerer den lokale fordelingen (Etzelmüller & Sulebak 2002). En stråle som kommer inn skrått, fordeles over en større flate enn en loddrett stråle og leverer mindre energi per areal (Wielgolaski 1978). En skrå stråle passerer dessuten en tykkere atmosfære før den når jordoverflaten. Dermed blir mer av energien spredd enn for en vertikal stråle. Solinnstrålingen vil være større på helninger vinkelrett på strålingsretningen enn på en flate. Spesielt vil bratte sør-sørvest og sørøstskråninger vinter, vår og høst relativt sett få stor innstråling, f.eks. en 30° sørskråning i februar 185% av horisontal flate ved 50° nordlig bredde. Dette betyr mye for tidspunkt for biologisk aktivitet, såkalt fenologi, spesielt om våren. Innstrålingen øker med høyden p.g.a. av lavere lufttetthet som fører til færre molekyler og støvpartikler til spredning og absorbering av stråler (Strahler & Strahler 1994).

**Snødekket** er funksjon av dominerende vindretning, eksponisjon, kurvatur og høyde (Brown 1994). Konvekse helninger er mer eksponert og vindblåste enn konkave helninger hvor snøen lettere samles opp. Snøfallet øker med høyden, og fører til at snødekket øker med høyden. Vindhastigheten øker med økende høyde, og fører derfor til en mer ujevn fordeling av snøen

jo høyere opp en kommer. Også helningen påvirker hvor mye snø som akkumuleres. Jo brattere terrenget er, jo mindre blir snødybden p.g.a. tyngdekraften.

I den alpine regionen er terrenget vekslende og kupert, og den lave vintertemperaturen gjør snøen tørr og lett bevegelig (Rønning 1985). Kraftig vind gjør at snøen blåser bort fra fjellrygger og fremstikkende rabber og samler seg i senkninger og lesider. Siden det gjennom vinteren som regel er en fremherskende vindretning, er snøens fordeling stabil og den samme fra år til år. Denne stabile fordelingen av snøen er årsak til at de økologiske forholdene kan være helt forskjellig innen korte avstander, noe som igjen gir seg utslag i helt forskjellige vegetasjonstyper.

På eksponerte rygger fører mangelen på snø til at vegetasjonen blir stående meget utsatt for kulde (Rønning 1985). Vegetasjonsperioden er her lenger enn de fleste andre steder i fjellet, men temperatursvingningene er også langt større. Når det om våren er kommet nok smelte vann i overflaten om våren, kan noen planter starte veksten. Dette gjelder særlig lav og moser. Enkelte planter i fjellet og i strøk med lange, kalde vintre er avhengige av et godt snødekke om vinteren, som beskyttelse mot ekstrem kulde og uttørring om vinteren. Blir snødekket for mektig kan utsmeltingen komme så seint at vegetasjonsperioden blir for kort for mange planter. Den snøfrie perioden må ha lang nok varighet for utmodning av vegetative deler og frø for de arter som skal vokse der (Wielgolaski 1978). I de ekstreme snøleiene kan vegetasjonsperioden være meget kort, ofte bare noen uker. Noen år må plantene klare seg uten å være smeltet fram i det hele tatt. På voksesteder med mer moderat snødekke vil plantene få effektiv beskyttelse mot frost og tørke, samtidig som vekstperioden ikke blir for kort. (Rønning 1985).

**Vann** og vind er de viktigste eroderende faktorene og transportmekanismer for overflateprosesser (Moore et al. 1993). Fordelingen av vann er også en vesentlig faktor i fordelingen og mengden av flora i landskapet. Vann er viktig for plantenes næringstransport, transpirasjon og fotosyntese (Rønning 1985).

Tilførselen av vann er avhengig av nedbøren, men ikke all nedbør som faller ned på en lokalitet kommer plantene der til gode. Når nedbøren har nådd jordoverflaten, vil en del synke ned i jorden, og en del vil renne bort som overflatevann. Hvor mye vann som er tilgjengelig for plantene på et voksested vil derfor blant annet være avhengig av helningen, mengden avrenning fra de overliggende områdene og hvorvidt terrenget på stedet har en form som kan samle opp vann eller ikke. I hellende terreng vil det foregå kontinuerlig vanntransport høyt i jordsmonnet (Rekdal 1998). Langs bekker og vann vil grunnvannnivået være påvirket av nivået fra den åpne vannoverflaten. I opplendt terreng, på rabber og koller vil grunnvannet stå lavt eller kan mangle helt. På slike steder vil mye av vannet fra nedbøren renne bort på overflaten. I den alpine regionen er jorden ofte frosset, noen steder som vedvarende permafrost i de høyereliggende områdene. Når jorden er frosset, kan ikke opptak av vann gjennom røttene kompensere for den vannmengde plantene avgir ved fordampningen (Rønning 1985). Tilgangen på vann gjennom røttene har lett for å bli en begrensende faktor når fjellplantene starter utviklingen om våren. I senkninger vil en finne planter som tåler mye vann. På rabbene derimot vil en derimot finne mer tørketålende arter. Mens snøleieplantene hele vinteren og en del av vekstperioden lever under snøen i en vannmettet atmosfære, er rabbeplantene også om vinteren utsatt for stor tørkefare.

Wetnessindeks har vist seg å samsvare bra med fordelingen av fuktighet i bakken og metningssoner hvor avrenning oppstår (Beven & Kirkby, Beven & Wood 1983, Beven et al 1984, O'Loughlin 1986, Moore et al. 1988, Band 1989, Kalma et al. 1995, i: Sulebak et al. 1997). Wetnessindeks er en topografisk parameter på formen  $\ln(A_s/\tan \beta)$  hvor  $A_s$  er bidragsområde og  $\beta$  er overflategradient. Burt & Butcher (1986, i: Moore et al. 1993) fant at plankurvatur fungerte nesten like bra som wetnessindeks, men at plankurvatur \* wetnessindeks fungerte best. En grunn til å bruke kun topografiske attributter til å predikere innholdet av jordvann er at i mange landskap er fordelingen av jordartene bestemt av hvordan vann beveger seg gjennom landskapet (Moore et al. 1993). Derfor kan en anta at den romlige fordelingen av topografiske attributter som påvirker disse strømmene fanger opp romlige variasjoner ved jordas egenskaper.

**Vind** kan ha betydelig virkning på biologiske forhold, både fordelaktige og ufordelaktige, som regel er det siste mest fremtredende. Vindstyrken varierer sterkt med topografien (Wielgolaski 1978). På nakne sletter vil det ofte være mer vind og forholdene bli helt annerledes enn i skråninger og dalbunner. Vindstyrken øker normalt med høyden. Det kan bli en stor mekanisk slitasje av snø - og ispartikler som fyker med vinden (Rønning 1985). Vind kan tørke opp planter etter regn eller annen fuktighet. Vind nedsetter faren for nattefrost ved at kald, tung luft ikke får anledning til å legge seg i forsengkninger. Transpirasjonen øker med vindstyrken, slik at avkjølingen på plantene blir sterkere når vinden øker. Den økte transpirasjonen virker også skadelig for veksten ved at plantene risikerer å bli tørkeskadet. Dette kan særlig skje om våren, når plantene er begynt å vokse, mens jorden fremdeles er så frossen at vannopptaket blir lavt.

**Ruhet** er et mål på overflatens irregularitet (Mark 1975). Ruhetsindeksen er forholdet mellom horisontale og vertikale dimensjoner. Et område kan være ruere enn et annet fordi det har kortere bølgelengde eller høyere amplitude. Det vil si at et område med avrundede former og små høydeforskjeller vil være mindre ru. Landskap med høy amplitude og kort bølgelengde vil være mest ru, mens landskap med lav amplitude og lang bølgelengde vil være minst ru. Det er på grunn av dette nøye sammenheng mellom ruhet og helning. Ruhet har derfor i stor grad den samme virkningen på vegetasjonen som det helning har.

**Avstand og projisert avstand fra celle til nærmeste rygg** kan være mål på tilgjengeligheten av vann og næringsstoffer for plantene. Eksempelvis vil vegetasjonen ofte være mye fattigere i de øvre enn de nedre deler av en skråning (Wielgolaski 1978).

***Gjennomsnittlig høyde, helning og kurvatur fra en celle til nærmeste rygg.***

Disse parametrene er med på å bestemme hvor mye tilsig av vann og næring en lokalitet vil få. For alle disse parametrene gjelder at celler av samme verdi vil få ulik mengde med tilsig avhengig av hvor stor avstanden for hver av de er til nærmeste rygg, slik at de som er nærmest en rygg vil få minst tilsig. Der hvor cellene er nært ryggen vil disse parametrene også være et mål på gjennomsnittlig høyde, helning, totalkurvatur, profilkurvatur og plankurvatur i området rundt cellen.

I samme skråning vil en lokalitet med høyere gjennomnittshøyde fra lokaliteten til nærmeste rygg motta mindre tilsig enn en lokalitet hvor denne verdien er lavere. En celle kan likevel ha



lavere verdi av parameteren enn en annen, og motta mindre tilsig, fordi skråningen over sistnevnte er kortere. Også gjennomsnittlig helning fra cellen til nærmeste rygg vil være med på å bestemme hvor mye tilsig denne cellen vil få. Dersom parameterens verdi er høy vil tilsiget og omsetningen i jordsmonnet være høy. En celle som har høy gjennomsnittlig helning mellom cellen og nærmeste rygg kan likevel få mindre tilsig enn en celle med lav verdi, fordi den førstnevnte har plassering nært ryggen.

Dersom gjennomsnittlig profilkurvatur fra cellen til nærmeste rygg er høy (konveks) vil det bety at materiale og vann i liten grad samles opp oppstrøms, og derfor føre til at cellen får mye tilsig. Det motsatte gjelder for plankurvatur. Dersom plankurvaturen i snitt er høy (konveks) mellom cellen og nærmeste rygg, betyr det at materiale og vann vil renne ut til sidene oppstrøms for cellen, slik at denne mottar lite tilsig. For gjennomsnittlig totalkurvatur fra cellen til nærmeste rygg, vil virkningen være avhengig av om det er profilkurvaturen eller plankurvaturen som slår mest ut.

### **3.5 Andre faktorer som påvirker vegetasjonsfordelingen**

For at plantene skal kunne leve, utvikle seg og produsere, må de ha tilstrekkelig tilgang på mineralstoffer. Ulike planter krever ulik mengde av de forskjellige næringsstoffene (Wielgolaski 1978). Mineralinnholdet avhenger av hva slags jord det er på lokaliteten. Jorda er sammensatt av mineralpartikler, humus, luft og vann (Rønning 1985). Mineralpartiklene stammer fra berggrunnen i omgivelsene gjennom forvitring, eller er transportert dit av breer og elver. De organiske bestanddeler består av omdannede rester av døde planter og dyr. Hver jordart har sine karakteristiske fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper og dertil spesielle struktur. Disse egenskapene er et resultat av klimaet gjennom lange tidsrom, og dernest av opprinnelsesmaterialet for mineralene og humusstoffene.

I fjellet er morenedekket som regel grunt og mest preget av lokale bergarter (Larsson & Rekdal 1997). Humusdekket er tynt og planterøttene står ofte rett i mineraljorda. Dermed får berggrunnen på stedet stor betydning for vegetasjonen lokalt. I lavlandet er berggrunnen ofte dekket av løsmasser som er transportert med is og vann fra høyere liggende områder. Ved god løsmassedekning vil det med tiden utvikle seg jordsmonn med andre egenskaper enn det underliggende mineralmaterialet. Den lokale berggrunnen får her mest betydning for vegetasjonen der det er grunnlendt mark eller der jordvann har vært i kontakt med rikere bergarter.

Jordstrukturen påvirker plantenes tilgjengelighet til næringsstoffer, vann og luft (Klemsdal 1994). Jordens surhetsgrad, pH, er av betydning for jordstrukturen, spesielt på leirholdig jord (Wielgolaski 1978). Sur jord fører gjerne til enkeltkornstruktur som gir tett og lite egnet jord. I mer basisk jord får en større leiraggregater som gir bedre vekstforhold. pH er også med på å bestemme løseligheten av mineralene, og dermed den tilgjengelige mineralnæringen for plantene. Det kan være mange årsaker til at pH varierer i jorda. Lav pH kan skyldes sure bergarter, bestemte plantearter eller forurensning.

Plantenes fotosyntese er blant annet avhengig av mengden karbondioksid i luften (Wielgolaski 1978). CO<sub>2</sub> synker, og har derfor lavere verdier i fjellstrøk enn i lavlandet. Luftens CO<sub>2</sub> -innhold avhenger også av planters fotosyntese og respirasjon og av

jordrespirasjon. Jordrespirasjon skyldes vesentlig respirasjon hos jordens mikroorganismer og i mindre utstrekning også rotånding.

Vegetasjonen selv er med på å påvirke fordelingen av plantesamfunn. Vegetasjonen gir et dekke av dødt, organisk materiale (Klemsdal 1994). Under en forråtningsprosess brytes dødt, organisk materiale ned og blandes med jordpartiklene omkring. Forråtningsprosessene frigjør også næringsstoffer til vann som kan gi en humussyre som er med på å forvitte løsmaterialet.

## Kapittel 4

### Vegetasjonstyper

Beskrivelsen av vegetasjonstypene er hentet fra Rekdal (1991), Rekdal (1998) og Larsson og Rekdal (1997). Kun de vegetasjonstypene i forsøksområdet som benyttes i oppgaven blir beskrevet.

#### 4.1 Snøleie

##### Mosesnøleie

Denne vegetasjonstypen finner en oftest høyt til fjells i forsenkninger og baklier. Her kan snøen ligge helt til ut i august. Vekstsesongen blir da så kort at få plantearter kan overleve. Mose sammen med museøre dominerer vegetasjonen. Vegetasjonsdekket er tynt og usammenhengende. Stein, grus og naken jord dekker som regel en stor del av arealet. Der snøen ligger lengst vil vegetasjonen bare bestå av lavvokst mosedekke. I smelteperioden er arealene fuktige av smeltevann. Noen steder tørker fort, mens andre er permanent fuktige. Typen har størst forekomst i mellomalpin sone. I områder med mye snø kan mosesnøleie også være vanlig i lavalpin sone der snøen fonner og sol og varme ikke så lett slipper til.

##### Grassnøleie

Grassnøleie forekommer i lesider og forsenkninger med langvarig snødekke, men smelter tidligere ut enn forrige type. Snøen kan ligge ut til begynnelsen av juli. Vanntilgangen kan variere mye fra rikelig ved utsmelting til god opptørking utover høsten. Dette er en vegetasjonstype med mange ulike utforminger, felles for de er en artsfattig vegetasjon dominert av gras og halvgras. Vegetasjonstypen finner en helst i mellomalpin og øvre del av lavalpin sone, men kan i områder med tykt snødekke forekomme helt ned i bjørkebeltet. Typen finnes som regel i baklier og forsenkninger, men høyt til fjells og på snørike lokaliteter kan den dekke store, flate arealer.

#### 4.2 Heisamfunn i fjellet

##### Tørrgrashei

Tørrgrashei finner vi i mellomalpin sone, men kan også opptre på rabber. Typen er mest typisk på flate, opplendte flyer. På godt drenerte avsetninger med stabilt snødekke går også typen ned i lavalpin sone. Snødekket kan variere fra tynt til moderat. Næringsinnholdet i jorda er for det meste fattig. Vegetasjonsdekket domineres av gras og halvgras. Lavdekningen kan være god, mens busker og lyng opptrer mer sporadisk. Vegetasjonstypen er mest vanlig i deler av landet som har lite til moderat nedbør.

## **Lavhei**

Lavhei forekommer i områder med tynt snødekke, vindslit, frost og tidlig utsmelting. Vegetasjonstypen finner en på høyder i terrenget der snøen blåser vekk om vinteren. Den er mest typisk på næringsfattig, veldrenert grunn. Vegetasjonen er lavvokst og artsfattig, gjerne brutt opp av stein og grus. Krypende lyngarter og dvergbjørk samt snøskyende lavararter dominerer vegetasjonen. Lavhei er typisk for lavalpin sone i hele fjellkjeden. Typen forekommer også på åpne rygger under skoggrensa og går opp i mellomalpin sone. I nedbørsfattige områder kan dette være vegetasjonstypen med størst arealdekning.

## **Reinrosehei**

Reinrosehei finner en på kalkrik grunn som parallellen til lavhei på annen grunn. Den finnes typisk på rabber utsatt for mye vind med manglende eller tynt, ustabilt snødekke. Typen kan også opptre på lokaliteter med mer snø og fuktighet. Reinrosehei kan ha svært stor artsrikdom. Den kjennetegnes av krypende lyng- og lavararter og har innslag av småvokste, næringskrevende urter, gras og halvgras. Reinrose vil som regel forekomme, men det finnes lokaliteter som mangler denne arten. Denne typen opptrer over hele landet i lavalpin og mellomalpin sone. Reinrosehei finnes mest typisk på næringsrike, skifrige bergarter, kalkstein og dolomitt.

## **Rishei**

Rishei finner vi på steder med stabilt snødekke som smelter ut i juni. Snødekket beskytter mot vind og lave temperaturer og er med på å hindre uttørking. Typen danner ofte en sone nedenfor rabbesamfunnene. Rishei kan dekke store vidder i lavalpin sone. Rishei er typisk for næringsfattig og intermediær mark med moderat vannforsyning. Rishei har god dekning av høyvokste lyngarter. Den kan også ha stor dekning av einer, dvergbjørk og vierarter. Artsantallet er vanligvis lavt, men ved økt næringstilgang får vi mer artsrike utforminger. I kontinentale strøk får områdene med minst snødekke et lavdekke i botnen og et mer glissent feltsjikt. Dette er den mest vanlige vegetasjonstypen i lavalpin sone i strøk med moderate til store nedbørsmengder. Rishei opptrer også under skoggrensa på skogløse eller avskogede områder.



*Bilde nr. 1 : Rishei på Fokstumya.*

### **Alpin røsslynghei**

Denne vegetasjonstypen er knyttet til veldrenert og næringsfattig mark i nedre del av lavalpin sone og til åpen mark rett under skoggrensa. Typen er ofte å finne på tynt jordsmonn og gjerne i kombinasjon med nakent berg. Snødekket er stabilt og smelter tidlig ut. Røsslyng dekker alltid de vegetasjonsdekte partiene. Andre arter som dvergbjørk og krekling opptrer vanligvis, men har liten dekning.

## **4.3 Engsamfunn i fjellet**

### **Lågurteng**

Dette er en samlegruppe for snøleier med engpreg. Snødekket er stabilt og smelter seinere ut enn i heisamfunnene. Typen finner en først og fremst der det er kalkrike bergarter, men mer artsfattige utforminger finner vi på lokaliteter med moderat næringstilgang. Typen kan være variabel i artssammensetning og produksjon, men har typisk stor artsrikdom. Den er preget av gras og urterik kortvokst eng. Et busksjikt av som oftest vier kan opptre. Botnsjiktet har vanligvis et dårlig utviklet mosedekke. Lav kan finnes i enkelte tørkepregede utforminger. Lågurteng kan en finne i hele fjellkjeden i lavalpin sone og i nedre del av mellomalpin sone.

## **Høgstaudeeng**

Dette er en samlegruppe for høgstaude- og storbregnesamfunn (Rekdal, 1997).

Høgstaudeeng opptrer hovedsakelig i ller, rasmarker og drag med friskt sigevann nær overflaten, eller langs bekker med god tilgang på vann. Snødekket er stabilt og kan være tykt, men smelter likevel ganske tidlig ut. Den viktigste forutsetningen for høgstaudeeng er friskt, surstoffrikt sigevann. Typen får likevel sin største utbredelse og de rikeste utformingene på næringsrike bergarter. Høgstaudeeng har typisk et vierkratt over et sjikt av høye urter og gras. Mosedekket er dårlig utviklet og lav finnes vanligvis ikke. Dette er en artsrik og frodig vegetasjonstype med høy produksjon av biomasse. Vegetasjonstypen finnes i lavalpin sone og på åpne områder i høytliggende skog.

## **4.4 Løvskog**

### **Lav- og lyngrik bjørkeskog**

Denne typen omfatter de tørreste og mest næringsfattige utformingene av bjørkeskogen. Slik bjørkeskog finner vi på grunnlendte partier eller på tørre, næringsfattige løsavsetninger. Typen okkuperer gjerne høytliggende områder, der snødekket er forholdsvis tynt og vanntilgangen liten. Dette er en lavproduktiv type med åpen og kortvokst tresetting. Trærne er gjerne flerstammet og krokete. Lyng, lav og moser dominerer undervegetasjonen. Typen er vanlig i fjellskog.

### **Blåbærbjørkeskog**

Blåbærbjørkeskog er den vanligste bjørkeskogtypen. Den finnes på steder med moderat vann- og næringstilførsel. Typen opptrer oftest i litt hellende terreng med godt jorddekke.

Blåbærbjørkeskog er en artsfattig skog, men tresjiktet er høyere og tettere enn hos lav- og lyngrik bjørkeskog. Et tykt dekke av moser er vanlig. Blåbær og smyle er viktige elementer i feltsjiktet. Typen er vanlig i fjellskog.

### **Engbjørkeskog**

Engbjørkeskog er en fellesbetegnelse for alle bjørkeskogstyper dominert av urter, gras og bregner. Typen opptrer i ller og drag med god tilgang på næring og oksygenrikt sigevann. Vegetasjonstypen er høyproduktiv. Tresjiktet er dominert av dunbjørk, men også osp, selje, rogn og vierarter kan på enkelte lokaliteter ha stor dekning. Typen kan være svært artsrik. Engbjørkeskog er vanlig i fjellskog.

## **4.5 Fukt- og sumpskoger**

### **Fattig sumpskog**

Dette er skog på forsumpet mark med moderat til liten næringstilgang. Typen opptrer i forsumpede drag i fastmarksskog og langs kanten av elver, vann og myrer. Gran, dunbjørk og gråor er vanlig i feltsjiktet. Det er ofte et ujevnt busksjikt av smågran og dunbjørk. Feltsjiktet

er ofte lavvokst med for eksempelvis molte og blåbær. Vegetasjonstypen finner vi fra lavlandet og opp til skoggrensa.

### **Rik sumpskog**

Dette er en samling av alle skogtyper på forumpet mark med god næringstilgang. Rikmyrer med god tresetting hører også med under typen. Rik sumpskog finner vi ved vann, myrkanter, i forsengkninger, eller i søkk i skrånende terreng med godt vannsig. Opp mot fjellet er dunbjørk og vierarter dominerende arter i tre- og busksjiktet. Feltsjiktet er velutviklet med høye urter, gras og halvgras. Bunnsjiktet er dårligere utviklet enn for fattig sumpskog. Denne vegetasjonstypen finner vi opp til skoggrensa. Over skoggrensa hører også høyvokst vierkratt på forumpet mark med til denne typen.

## **4.6 Myr**

### **Rismyr**

Denne typen har en artsfattig og nøysom vegetasjon som klarer seg med den næringen som kommer med nedbøren. Vegetasjonen har ikke kontakt med grunnvannet. De typiske rismyrene opptrer i flatt eller svakt skrånende terreng og har et mektig torvlag som stiger opp mot midten av myra. Mer eller mindre tuedannelse er vanlig. Nøysomme lyngarter, dvergbjørk og torvmoser er dominerende for typen. Tuene kan være dekket av mye lav i områder med lite nedbør. Rismyr opptrer over hele landet, men er dårlig utviklet over lavalpin sone der produksjonen av plantemasse er liten og torvoppbygningen går seint.

### **Bjønnskjeggmyr**

Dette er en samling av de artsfattige fastmattesamfunnene som er dominert av bjønnskjegg. Som oftest er myrene flate, men typen kan også opptre i litt hellende terreng. Typen er svært artsfattig, ofte totalt dominert av bjønnskjegg i feltsjiktet. Botnsjiktet består av torvmoser. Typen opptrer opp i lavalpin sone. Den er mest vanlig på steder med næringsfattige bergarter.

### **Grasmyr**

Dette er jordvannmyrer som ikke er dominert av bjønnskjegg. Typen er avhengig av tilførsel av vann som har vært i kontakt med mineraljord. På næringsrik grunn vil det oppstå rike utforminger. Grasmyrene finner vi i flatt og moderat hellende terreng. Torvavsetningenes tykkelse vil variere mye. På kalkmyrer i fjellet vil torvdekket ofte være svært tynt. Feltsjiktet domineres av starr- og grasarter. Torvmoser er mest vanlig i botnsjiktet. Mot og like over skoggrensa kan typen dekke store sammenhengende områder.



*Bilde nr. 2: Grasmyr på Fokstumyra.*

### **Blautmyr**

Denne typen er en samling av myrer med løsbunn. Dette kan enten være strengemyrer eller gjengroingsmyrer. Felles for disse er enten svært myk myrmatte eller naken, gjørmeaktig torv. Plantedekket er som oftest sparsomt med få arter. Torvmoser opptrer mer eller mindre tett i bunnsjiktet. Typen opptrer over hele landet fra kyst til fjell.

### **Starr- og takrørsump**

Dette er bunnfast vegetasjon som står i vann størstedelen av sesongen. Typen opptrer langs bredden av innsjøer, tjern og elver, samt i høystarrdominerte, våte myrer. Feltsjiktet er som regel dominert av store starr-, siv- eller grasarter. Bunnsjikt mangler vanligvis. Tre- eller busksjikt finnes ikke. Vegetasjonstypen finner vi fra kysten opp i lavalpin sone over hele landet.

## **4.7 Uproduktiv og ubebygd areal**

### **Ur og blokkmark**

Dette er areal som er dominert av grus, stein og blokker. Vegetasjonsdekket er mindre enn 25%.



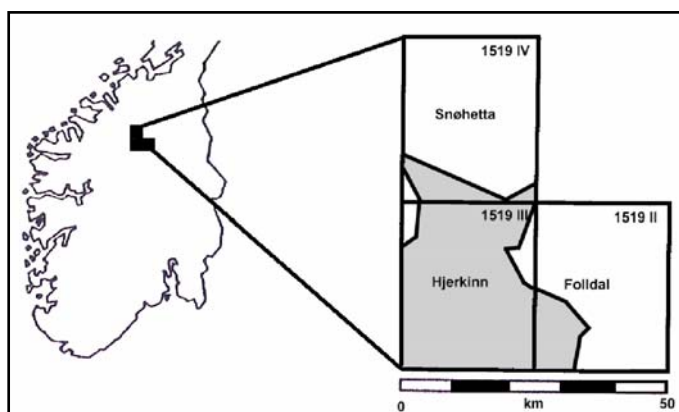
## Kapittel 5:

### Områdebeskrivelse

#### 5.1 Oversikt

Forsøksområdet består av den del av Dovre kommune som dekker de tre kartbladene *Snøhetta*, *Hjerkinn* og *Folldal*. Området ligger nord i Oppland fylke, nord for Gudbrandsdalen og er en del av høyfjellsplatået Dovrefjell (Rekdal, 1998). Høyden strekker seg fra 480 m.o.h. helt sørvest i området til 2286 m.o.h. på toppen av Snøhetta.

Det meste av fjellandskapet i forsøksområdet består av godt avrundede fjellformasjoner i veksling med slake viddeområder, men ved Snøhetta helt i nord er det høye tinder og dype botner. Sør for Snøhetta møtes Svånadalen og Grisungdalen på en stor slette. Dalbunnen i det største dalføret ligger ca. 900 m.o.h og går fra Fokstugu i sørvest til Hjerkinn i nordøst. Dalføret endrer seg fra en vid dalform i sørvest til en smalere U-dal i nordøst. På nordsida stiger dalsida bratt opp til 1300-1400 m på vannskillet mot Grisungdalen. På sørsida stiger landskapet opp til et stort platå som strekker seg over mot Grimsdalen og Einbuggdalen. Grimsdalen skjærer seg inn fra øst og er en bred u-dal opp til Grimsdalshytta der dalen blir trangere med bratte dalsider. Fjellpartiet Gravhøe skiller Grimsdalen fra Haverdalen i sør. I vest ligger et større viddeområde fra 1200-1500 m. Sør for Haverdalen stiger fjellene bratt opp til 1800-1900 m.



Figur 5-1. Forsøksområdet, markert med grått, består av den del av Dovre kommune som dekker kartbladene *Snøhetta*, *Hjerkinn* og *Folldal*.

## 5.2 Klima

Dovre kommune ligger forholdsvis langt fra havet og er mot vest skjermet av høye fjell som tar unna mye av nedbøren (Ryvardsen, 1989). Årsnedbøren er lav, og ligger mellom 200 og 500 mm (Rekdal 1998). Nedbørmålinger fra Fokstugu (974 m.o.h.) med 445 mm nedbør i året og Kjøremsgrenda ved Dombås (626 m.o.h.) med 415 mm viser nedbørforholdene i vestlige deler av Dovre kommune. Nedbøren er lavest nede i dalen og stiger oppover fjellet. Innen kommunen vil en og ha en gradient mot øst der nedbøren går ned. Hjerkin (953 m.o.h.) har årsnedbør på 221 mm. Størstedelen av nedbøren faller om sommeren og innenfor vekstsesongen. Lite nedbør om vinteren fører til et tynt snødekke.

Området har et kontinentalt temperaturklima med lav vintertemperatur og høy sommertemperatur i forhold til høyden over havet. Desember er den kaldeste måneden ( $-8,8^{\circ}\text{C}$  på Fokstugu,  $-8,9^{\circ}\text{C}$  Kjøremsgrenda) med omtrent lik temperatur i fjellskogen og nede i hoveddalføret. I juli er det høyest temperatur, og da er det mye varmere i dalen ( $12^{\circ}\text{C}$ ) enn i fjellet ( $9,8^{\circ}\text{C}$ ). Årsmiddel ligger på  $0,0^{\circ}\text{C}$  for Fokstugu og  $1,5^{\circ}\text{C}$  for Kjøremsgrenda. På kalde vinternetter med ekstremt lave temperaturer er det kaldest i dalbunner og søkk.

## 5.3 Geologi og løsmasser

Størstedelen av bergartene i Dovre kommune tilhører Trondheimsdekke-komplekset (Rekdal 1998). Dette er omdannede bergarter fra kambrisk til ordovicisk tid og består for det meste av fyllitt, glimmerskifer og grønnstein. Disse bergartene er basiske og forvitrer lett (Lauritzen og Ryvardsen 2001). I sør går et bergartsskille på sørsiden av Vardhøi, over Hornsjøhøe og Gravhøe og krysser Grimsdalen ved Tollevshaugen. Bergartene i sør tilhører Kvitvoladekket, er fra senkambrisk tid og består av sandstein, arkose og kvartsitt. Dovredelen av Snøhettamassivet består også av arkose og kvartsitt fra Kvitvoladekket.

Fjellet i Dovre har et jevnt og tykt morenedekke. Bare på eksponerte rygger og fjelltopper er det tynt eller manglende løsmassenedekke. Morenedekket består først og fremst av bunnmorene som ble dannet i løpet av siste istid. Denne inneholder fragmenter i alle størrelser. I Grimsdalen, Haverdalen, Svånådalen, Kvitdalen og Hjerkinnbassenget fins store arealer med breelv- og bresjøavsetninger. Området er rikt på ulike kvartærgeologiske formelementer som drumliner, spylerekker og eskere med ulik kornstørrelse og sortering. På Fokstumyra finnes dype organiske avsetninger.

## 5.4 Vegetasjon

Forsøksområdet går fra bjørkeskogbeltet og opp i høyfjellsonen. Skoggrensa ligger for det meste på ca. 1100 m.o.h. (Rekdal 1998). Innerst i Haverdalen nærmer grensa seg 1200 m. Over skoggrensa i den lavalpine sonen dominerer *rishei* og *lavhei*. Langs bekker, elver og i bratte dalsider med godt vannsig er *høgstaudeeng* med vierkratt vanlig. Myr fins jevnt over i hele den lavalpine sonen og er oftest slake bakkemyrer med tynt humusdekke og god næringstilgang. En del snøleieareal går også ned her. I den mellomalpine sonen, over 1300-1400 m, tar tørrgrasheier over dominansen i vegetasjonsdekket. Livsvilkårene er hardere her enn i lavfjellet, med mer ekstreme temperaturforhold og med store partier med solifluksjon og

blokkmark. Snøleiene er framtreddende her, med grassnøleie der det er tørt og mosesnøleie der det er god vanntilgang. Den mellomalpine sonen utgjør et belte på 200-300 m i vertikal utstrekning. De største arealene er å finne på flyene mellom Grimsdalen og dalføret mellom Fokstugu og Hjerkin. Over 1500-1600 m i den høyalpine sone er det slutt på det sammenhengende vegetasjonsdekket. På grunn av den voldsomme forvitringen i denne høyden er det store områder med ur og blokkmark selv i temmelig flate områder. Planter vokser bare enkeltvis eller på små flekker der jorda er tilstrekkelig finkornet.

Det er temperaturklimaet som gir denne vertikale soneringen av vegetasjonen. Det meste av skoggrensa er klimatisk bestemt, først og fremst av sommertemperaturen. Lokalt vil temperaturklimaet være mye bestemt av hvordan terrenget vender i forhold til sola. Skogen går høyere i sørhellinger og her forekommer den mest artsrike og frodige vegetasjonen. Kaldluftssamlinger langs dalbunner, myrer og vann gjør at områdene her kan være skogløse (Rekdal 1998). Dette gjelder for eksempel i bunnen av Grimsdalen og i dalføret mellom Avsjøen og Hjerkin. Liene har gjerne det beste temperaturklimaet. Vegetasjonen gjenspeiler at området har lite nedbør. *Lavhei* og *tørrgrashei* har for eksempel stor dekning, mens snøleiesamfunn er forholdsvis lite representert. *Rishei* og *blåbærskog* har en tørkepreget utforming.

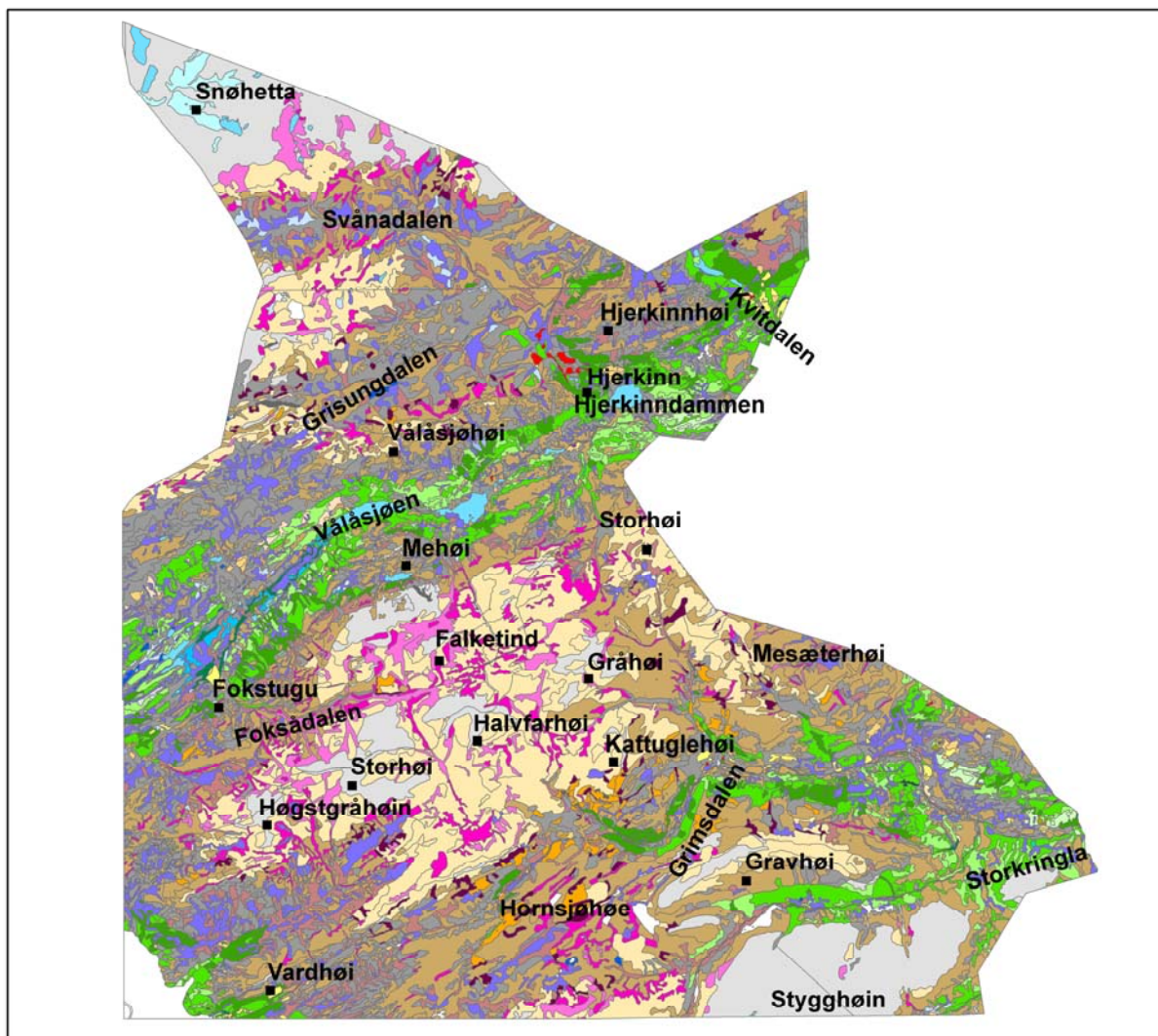
Fordi bergartene fra Trondheimsdekket består for det meste av lettforvitrelige, næringsrike, og delvis kalkrike bergarter, burde de gi godt grunnlag for planter. På grunn av at løsmassene i området ofte er tykke og grovkornet, vil berggrunnen prege vegetasjonen mindre enn en ellers skulle forvente. De næringsrike plantene forekommer først og fremst der hvor det er vannsig i jorda. Det fins likevel områder med svært rik flora, bestående av næringskrevende vegetasjonstyper som *reinrosehei*, *lågurteng*, *høgstaudeeng*, *engbjørkeskog*, *rik sumpskog* og *grasmyr* (Rekdal 1998). Bergartene fra Kvitvoladekket sør i forsøksområdet er grovkornet og består av sure mineraler som er tungt forvitrelige. Vegetasjonen her er markert fattigere.

Vegetasjonen i området blir utsatt for beiting fra sau, storfe, rein og elg. Beitinga påvirker konkurranseforholdet mellom planteartene. Dyra beiter selektivt bort de plantene de foretrekker enten det er busker, gress eller urter (Bryn 1999). Områder som gjennom lengre tid har vært utsatt for beiting eller slått vil få gressrik, englingnende vegetasjon. Kulturpåvirkningen har også ført til en økning i det biologiske mangfoldet. I deler av Kvitdalen er skogen svært grasrik. Dette er spor etter tidligere utnytting da det ble drevet utstrakt fjellslått. Skogen er borte i nærheten av mange av seterområdene på grunn av beiting, slått og hogst. Dalbunnen fra Avsjøen til Hjerkin og bunnen av Grimsdalen er også skogløs. Dette har trolig både kulturmessige og klimatiske årsaker. Dalbunnen i indre del av Grimsdalen er så sterkt beitepreget at mange lokaliteter har vært vanskelig å klassifisere (Rekdal 1998). Skogen er på sterk frammarsj i forsøksområdet, og mye av snauarealet under den klimatiske skoggrensen har begynnende tresetting. Dette gjør også at det biologiske mangfoldet går tilbake.

## 5.5 Permafrost

Dovrefjell har områder med diskontinuerlig og sporadisk permafrost med utbredelse som er svært høydeavhengig (Ødegård et al. 1996, Isaksen, 2002). Basert på analyser av BTS-målinger er laveste grense for mulig permafrost på Dovrefjell funnet å være 1490 m.o.h. De fleste målingene tatt over 1600 m.o.h. viser permafrost. Jotunheimen sørvest for forsøksområdet har omtrent den samme utbredelsen når det gjelder permafrost. Det skulle

derfor være mulig å generalisere resultatene til å gjelde hele forsøksområdet. Høyden i områdene rundt Snøhetta tilsier at det burde være rikelig med permafrost her, hvor ur og blokkmark er dominerende, og går trolig ned til de øvre lokalitetene med snøleie, tørrgrashei og lavhei. På flyene mellom Grimsdalen og dalføret mellom Fokstugu og Hjerkinna er det en rekke topper over 1600 m.o.h., og derfor mest sannsynlig at det er permafrost der. Disse toppene består av ur og blokkmark med snøleier og tørrgrashei nedenfor. Stygghøin helt sør i forsøksområdet har trolig også permafrost. Hele dette fjellmassivet består av ur og blokkmark.



10 5 0 10 Kilometer

#### Vegetasjonstyper

Ikke kartlagt	Lågurteng
Vann	Høgstaudeeng
Vegetasjon på ører i og langs elveløp	Lav- og lyngrik bjørkeskog
Mosesnøleie	Blåbærbjørkeskog
Dyrka mark	Engbjørkeskog
Beitevoller og ødeenger	Hagemarkskog
Grassnøleie	Lav- og lyngrik furuskog
Grus, sand og jord	Blåbærfuruskog
Ur og blokkmark	Engfuruskog
Bart fjell	Blåbærgranskog
Bebyggd areal	Fattig sumpskog
Grustak, fyllinger, anleggsområder o.l.	Rik sumpskog
Varig is og snø	Rismyr
Tørrgrashei	Bjønnskjeggmyr
Lavhei	Grasmyr
Reinrosehei	Blautmyr
Rishei	Storr- og takrørsump
Alpin røsslynghei	

Figur 5-2. Vegetasjonskart over forskningsområdet.

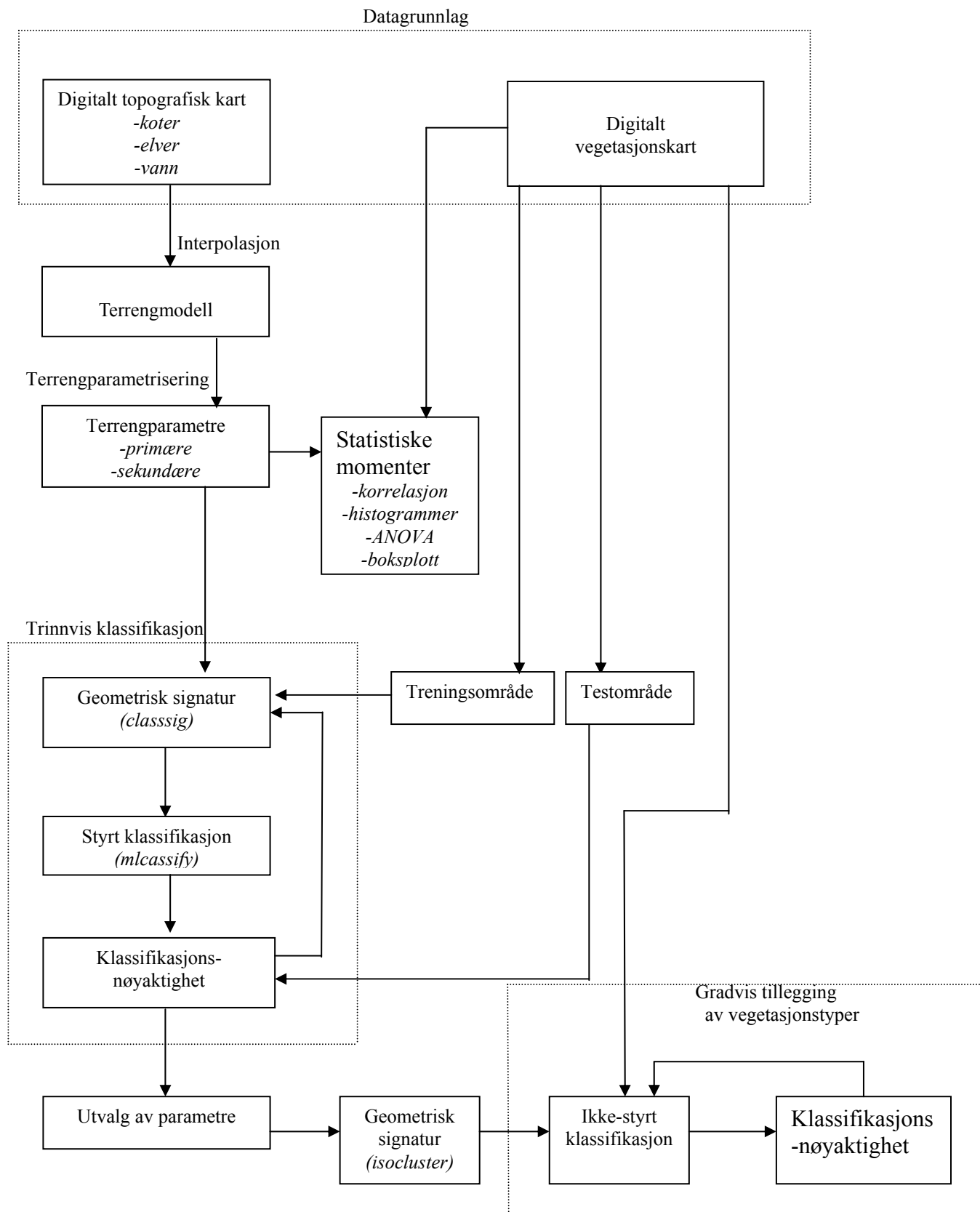


## Kapittel 6:

### **Metoder**

For å kunne validere hypotesene omtalt i kapittel 1 er det nødvendig med en digital representasjon av terrengoverflaten, samt terrengparametre som kan være relevante for vegetasjonsmønsteret. Videre må det brukes statistiske metoder som kan si noe om hvor vidt de beregnede parametre kan brukes til å skille mellom vegetasjonstypene. Egnede klassifikasjonsmetoder må benyttes og klassifikasjonsresultatene må testes mot et referansekart. Den praktiske delen av oppgaven består derfor av gjennomføring av følgende punkter:

1. Generere en høydemodell i rasterformat.
2. Beregne terrengparametere fra høydemodellen som kan si noe om vegetasjonsfordelingen.
3. Analysere de statistiske sammenhengene mellom fordelingen av vegetasjonstyper og terrengparametere.
4. Klassifisere forsøksområdet i vegetasjonstyper.
5. Teste hvor godt klassifikasjonsresultatene stemmer overens med et eksisterende vegetasjonskart.



Figur 6-1. Flytskjema som gir oversikt over det praktiske arbeidet som er utført i oppgaven.



## 6.1 Dataverktøy

Programpakken og GIS-verktøyet *Arc/info* fra ESRI (Environmental Systems Research Institute) ble brukt til å generere høydemodell og terrengparametre, til klassifisering og til testing av klassifikasjonsresultater. All editering på høydekurver, vann og elver i grunnlagsdataene for høydemodellen ble gjort i programmodulen *Arcedit*. Høydemodellen ble generert i modulen *Grid*. Terrengparametrene ble generert med *Grid* og *Arc/Info*'s 4. generasjonsspråk *AML* (Advanced Macro Language). Klassifikasjon av vegetasjonstyper ble gjort i *Grid*. Testing av klassifikasjonsresultater ble gjort med *AML* og *Grid*. Modulen *Tables* ble brukt til generering av statistikk. Boksplott og variansanalyse (ANOVA) ble beregnet i Statistikkpakken *SPSS*. Oppgaven er skrevet i *Microsoft Word*, og *Microsoft Excel* er brukt til å lage en del av tabellene. Kartfigurene er generert i *ArcScene 9.1* og *ArcMap 9.1* fra ESRI.

## 6.2 Datastruktur

Det ble valgt å behandle vegetasjonskart, høydedata og terrengparametre i en rasterbasert datastruktur, dvs. representert som sett med enhetlig store celler ordnet til kolonner og rader. Denne strukturen ble valgt fordi passende programvare for beregning av høydemodell, terrengparametre og klassifikasjon m.m. var lett tilgjengelig. Det er en fordel at rasterstrukturen er regulær og symmetrisk, det gjør den beregningmessig effektivt. Det er enkelt å overføre klassifikasjonsmetoder fra bildebehandlingen. Man har et godt utgangspunkt for beregning av deriverte av overflaten, samt strømningsretninger og strømningsmengder.

## 6.3 Vegetasjonskart

Vegetasjonskartet som ble anvendt i oppgaven var kartet "Dovre" i M 1: 50 000 som er lagd ved Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS). Kartet som består av areal med fjellskog og snaufjell dekker 92 % av Dovre kommune (Rekdal 1998), men bare den delen som dekkes av kartbladene *Hjerkinn*, *Folldal* og *Snøhetta* er tatt med i oppgaven.

Kartleggingen av Dovre ble utført i mange etapper. Den startet opp i 1981 og var ferdig i 1997. Mye av innsatsen i vegetasjonskartet ligger i feltarbeidet (Rekdal 1998). Kartleggingen foregikk som en kombinasjon av synfaring i felt og flybildetolking. Ute i terrenget ble vegetasjonen klassifisert i typer og grenser ble tegnet mellom disse. Tolking av flybilder ble gjort ut fra nyanser i farge og struktur og økologisk kunnskap.

Det opprinnelige digitale vegetasjonskartet fra NIJOS besto av vektordata. For at kartet skulle være kompatibel med terrengmodellen, og kunne brukes i videre analyser måtte det konverteres til rasterformat. Dette ble gjort med kommandoen *polygrid* i *Arc/Info*. Cellestørrelsen ble valgt til 50 m, det samme som for terrengmodellen.

I forsøksområdet er det i alt 33 vegetasjonstyper. Vegetasjonstypene *dyrka mark*, *beitevoller og ødeenger*, *hagemarkskog*, *bebygd areal*, *åpent og anna nytta impediment* ble ikke tatt med i de videre analysene fordi de skyldes menneskelig påvirkning, og i liten grad kan sies å være

styrt av topografien. For at de statistiske analysene skal kunne gi et riktig bilde av terrengparametrenes verdier innen hver vegetasjonstype er det viktig med tilstrekkelig antall celler i hver klasse. Dette er også nødvendig for å få til gode klassifikasjonsresultater. Derfor ble noen vegetasjonstyper slått sammen, mens andre små klasser ble helt utelatt fra datasettet. Myrtypene, *starr-* og *takrørsump* og *rik sumpskog* ble slått sammen til én klasse kalt *myr*. Typene *rishei* og *alpin røsslynghei* ble slått sammen til klassen *rishei* og *alpin røsslynghei*. Disse kunne slås sammen fordi de har mange like trekk. Begge typene er dekket av lyng, og begge har forekomster av høyere arter som dvergbjørk. De er knyttet til lavalpin sone, og er å finne på næringsfattig mark med stabilt snødekke. De vegetasjonstypene som ikke ble tatt med videre i oppgaven fordi de hadde få celler og/eller hadde lite eller ingen vegetasjonsdekke var *blåbærgranskog*, *blåbærfuruskog*, *fattig sumpskog*, *vegetasjon på ører i og langs elveløp*, *grus*, *sand og jord*, *bart fjell* og *varig is og snø*.

Etter sammenslåing og utelatelse av klasser var det 13 vegetasjonstyper igjen som ble brukt videre til statistiske analyser og klassifikasjon. For å undersøke om et færre antall vegetasjonstyper kunne gi bedre klassifikasjonsresultat ble de 13 vegetasjonstypene videre slått sammen til 6 vegetasjonstyper. Klassene *lavhei*, *tørrgrashei*, *reinrosehei* og *rishei* og *alpin røsslynghei* ble slått sammen til klassen *hei*. *Mosesnøleie* og *grassnøleie* ble slått sammen til klassen *snøleie*. *Blåbærbjørkeskog*, *lav-* og *lyngrik bjørkeskog* og *engbjørkeskog* ble til klassen *bjørkeskog*, og *lågurteng* og *høgstaudeeng* til klassen *eng*. Typene *myr* og *ur og blokkmark* ble beholdt som før.

## 6.4 Generering av høydemodell

### 6.4.1 Valg av oppløsning

Oppløsningen har stor påvirkning på størrelsene og det romlige mønsteret av beregnede topografiske attributter (Wilson et al. 2000). Elver og koter passer spesielt bra til å produsere digitale høydemodeller i toposkala, i oppløsninger fra 5 – 200 m, hvor kotedata nøyaktig representerer terrengform og dreneringsstruktur (Hutchinson & Gallant 2000). Toposkala er også skalaen hvor prosesser er styrt primært av terrengformen, som kan måles direkte av forskjellige primære og sekundære terrengparametre. Fin toposkala (5-50 m) er velegnet til å undersøke topografiske effekter på vegetasjonsmønsteret (Hutchinson & Gallant 2000). Celler større enn 50 meter har en tendens til å ignorere eksistensen av mindre elver og ujevnheter ved landformer i komplekse landskaper, slik at terrengobjekter som styrer viktige hydrologiske prosesser går tapt (Wilson et al. 2000).

Nøyaktigheten til en høydemodell avhenger av karakteristika ved terrenget. For eksempel kan terreng med avrundede former med moderat relieff bedre representeres av en høydemodell med store elementer enn et utskjært nedslagsfelt med skarpe rygger, raviner og brå endringer i helninger eller høyder (Panuska et al. 1991, i: Moore et al. 1993). En oppløsning på 50 m kan derfor være et bra valg i et terreng som er såpass avrundet som Dovre.

### 6.4.2 Interpolasjonsprosessen

Da arbeidet med oppgaven startet fantes det ingen høydemodell med ønskelig oppløsning tilgjengelig, derfor ble det valgt å lage en. Høydemodellen ble lagd på grunnlag av digitale kart fra Statenes kartverk i kartserien M7-11. Kartbladene som ble anvendt var 1519 II (Folldal), 1519 III (Hjerkinn) og 1519 IV (Snøhetta). Disse kartene inneholder informasjon om høydekoter, elver og vannkonturer. Ekvidistansen for høydekotene var 20 m, med noen ekstra høydekoter enkelte steder.

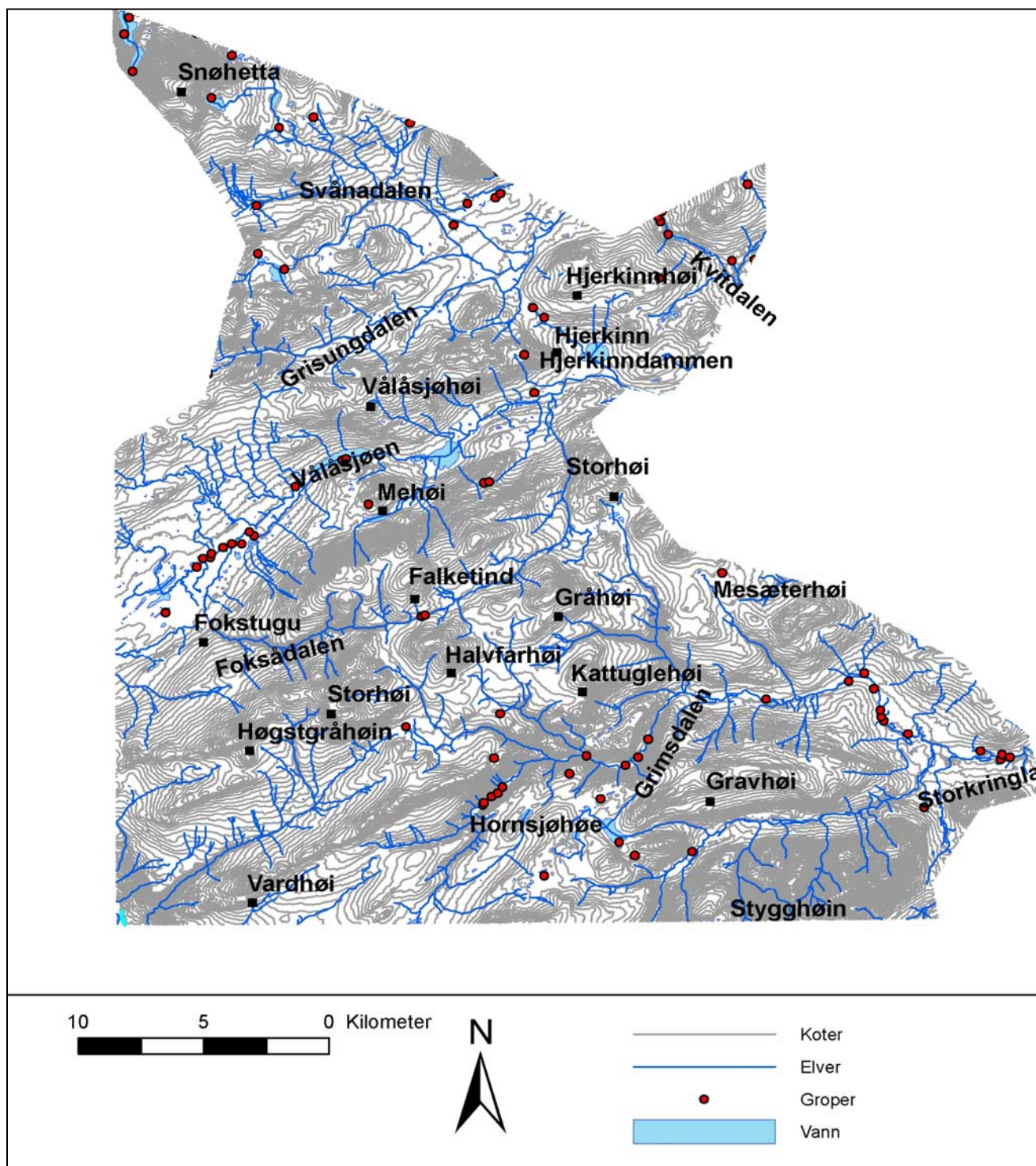
Høydemodellen ble generert med Arc/Info's kommando *topogrid*. Topogrid er en interpolasjonsmetode spesielt designet til å lage hydrologisk korrekte høydemodeller (*ArcGIS Desktop Help*). Den er basert på metoden ANUDEM utviklet av Michael Hutchinson, beskrevet i Hutchinson (1989) og Hutchinson (1993). ANUDEM er en morfologisk interpolasjonsmetode for digitale terrengdata som tar hensyn til terrengoverflaters natur, de overflatespesifikke punktene som kan brukes til å sample terrenget, og de potensielle hydrologiske anvendelsene av det interpolerte rasteret. Metoden beregner høydemodeller med fornuftige dreneringsegenskaper fra høydepunkter med uregelmessige avstander i rommet. Siden groper er sjeldne i naturen har ANUDEM en fremtvingende dreneringsalgoritme som automatisk fjerner falske groper (Hutchinson 1989). Et groppunkt identifiseres ved at det har en høyde som ikke er høyere enn høyden på hver av dets åtte nærmeste naboer.

Metoden bruker en iterativ interpolasjonsteknikk (*ArcGIS Desktop Help*). Den er optimalisert slik at den har den beregningsmessige effektiviteten til lokale interpolasjonsmetoder, uten å miste kontinuerligheten av overflaten til globale interpolasjonsmetoder, som kriging og splines. Metoden er hovedsakelig en diskretisert versjon av "thin plate spline", modifisert slik at høydemodellen følger skarpe endringer i terrenget.

Elvenettverket kan også skildres ved å innlemme data over strømningslinjer (elver og bekker) (Hutchinson 1989). Dette kan være nyttig når det er behov for mer nøyaktig plassering av dreneringsmønsteret enn det som kan beregnes automatisk. Disse kan også bidra til å fjerne groper som ellers ikke ville blitt fjernet med den automatiske algoritmen. Hvordan disse dataene blir anvendt i genereringen av en høydemodell er nøye beskrevet i Hutchinson (1989). Ved å bruke data om innsjøer og tjern er det mulig å spesifisere plasseringen av disse i høydemodellen. Alle celler innenfor innsjøen eller tjernet blir tilegnet gjennomsnittshøyden langs vannkanten.

En fil (cover) med koter, en med elver og en med vannkonturer ble brukt som beregningsgrunnlag for høydemodellen i topogrid. Disse krevde en del redigering for å kunne brukes i topogrid. Elver som var markert med doble linjer på kartbladet ble derfor omgjort til enkle. Elver som forstyrret forgreiningsmønsteret ble fjernet, og mange av elvenes strømningsretning (representert med piler) ble snudd. Innsjøer og tjern ble i fila med elvene representert som elver, siden dette er påkrevd av topogrid. Feil høydeverdier og koter som gikk over i hverandre ble rettet opp i. Etter kjøringen av topogrid var det likevel noen groper i modellen. De kan skyldes at datagrunnlaget fremdeles var for dårlig, eller de kan svare til forsenkninger som finnes i virkeligheten. Det fins blant annet store dødisgroper i det glasifluviale materialet på Grimsmoen. Uansett måtte alle groper vekk fra modellen. De hydrologiske algoritmene som brukes i beregning av terrengparametrene krever at det ikke er groper i høydemodellen. Ut fra en slik celle blir det ingen avrenning når strømningsretningen skal defineres, noe som fører til at dreneringsnettverket i modellen vil brytes. De resterende

gropene ble derfor fjernet med kommandoen *fill* i Gridmodulen, som gir slike celler nye verdier basert på naboenes verdier.



Figur 6-1. Grunnlagsdata som ble brukt som inndata i generering av høydemodellen, og gropene som oppsto i modellen.

## 6.4.3 Evaluering av høydemodellen

### Hillshade

Et hillshade ble beregnet i ArcMap for en visuell inspeksjon av høydemodellen. Lokale avvik vil kunne vise seg som mørke eller lyse flekker (Hutchinson & Gallant 2000). Et hillshade kan avdekke både tilfeldige og systematiske feil. Det kan identifisere problemer med for lav vertikal oppløsning, siden områder med lavt relieff vil vise seg som sterkt synlige steg mellom flate områder. Det kan også oppdages problemer med å matche kanter av ulike datasett (*edge matching problems*).

### Utledelede høydekurver

Koter utledet av en digital høydemodell gir en sensitiv sjekk av terrengstrukturen siden deres posisjon, aspekt og kurvatur er direkte avhengig av henholdsvis høyde, aspekt og plankurvatur av høydemodellen (Hutchinson & Gallant 2000). Denne metoden er særlig bra på grunn av dens sensitivitet overfor feil i kildedataene, for eksempel hvis koter eller punkter har feil høydeverdi. En kan også sjekke de utledelede kotene mot elver og bekker i kildedataene for å undersøke om den framtvingende dreneringsalgoritmen i topogrid har fungert bra.

## 6.5 Terrengparametrisering

Topografiske attributter kan deles inn i primære og sekundære (eller sammensatte) attributter (Moore et al. 1993). Primære attributter er direkte beregnet fra høydedata og omfatter variabler som høyde, helning og aspekt. De beregnes for en enkelt lokalitet basert på deres nærmeste naboer (Etzelmüller & Sulebak 2002). Sammensatte attributter (sekundære parametre) er kombinasjoner av primære topografiske attributter og er fysisk basert eller empirisk utledelede indisier som karakteriserer den romlige fordelingen av spesifikke prosesser som forekommer i landskapet (Moore et al. 1993).

For alle parametrene, unntatt profilparametrene, ble det i tillegg beregnet gjennomsnitt og standardavvik innenfor vinduer på 3x3 celler, dvs. 150x150 m, hvor cellen det beregnes verdi for er i midten av dette vinduet.

### 6.5.1 Primære terrengparametre

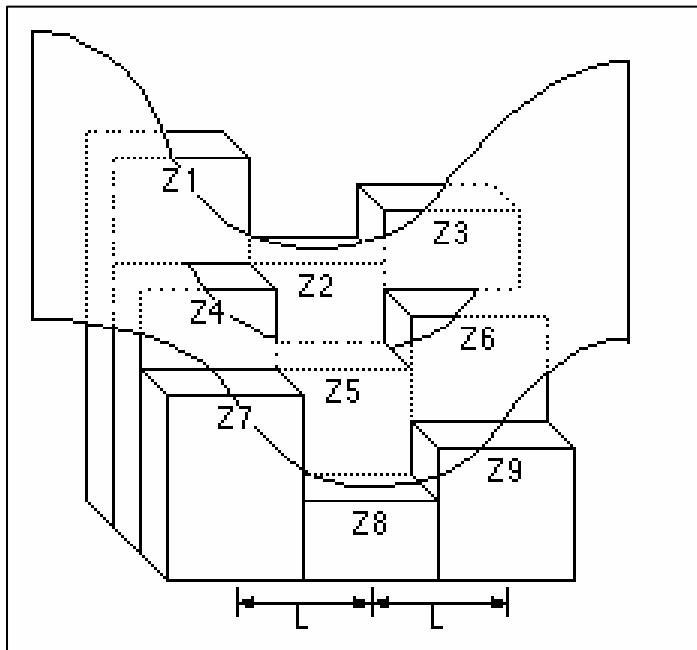
Høydemodellen er matematisk kontinuerlig, og det er derfor mulig å derivere overflaten av den for å beregne de primære parametrene (Burrough & McDonnell 1998). Fordi overflaten er diskretisert er det mulig å gjøre en tilnærming til de deriverte ved å innpasse et polynom til et kvadratisk filter.

Funksjonen *curvature* i GRID bruker vinduer på 3x3 sentrert rundt hver celle i beregningen av helning, aspekt, kurvatur, plankurvatur og profilkurvatur (ArcInfo Help).

Det dannes en flate som går gjennom alle de ni punktene i dette vinduet (Zevenbergen & Thorne 1987). For hver celle midt i 3x3-vinduet tilpasses en fjerdeordens polynom på formen:

$$Z = Ax^2y^2 + Bx^2y + Cxy^2 + Dx^2 + Ey^2 + Fxy + Gx + Hy + I$$

Koeffisientene A, B, C, D, E, F, G, H og I blir beregnet fra denne overflaten.



Figur 6-1. Nummerering av de ni cellene i 3x3-vinduet. Fra ArcGIS Desktop Help

Forholdet mellom koeffisientene og de ni høydeverdiene for hver av cellene som vist i figur 6-1 er som følger:

$$A = [(Z1 + Z3 + Z7 + Z9) / 4 - (Z2 + Z4 + Z6 + Z8) / 2 + Z5] / L^4$$

$$B = [(Z1 + Z3 - Z7 - Z9) / 4 - (Z2 - Z8) / 2] / L^3$$

$$C = [(-Z1 + Z3 - Z7 + Z9) / 4 + (Z4 - Z6) / 2] / L^3$$

$$D = [(Z4 + Z6) / 2 - Z5] / L^2$$

$$E = [(Z2 + Z8) / 2 - Z5] / L^2$$

$$F = (-Z1 + Z3 + Z7 - Z9) / 4L^2$$

$$G = (-Z4 + Z6) / 2L$$

$$H = (Z2 - Z8) / 2L$$

$$I = Z5$$

Terrengparametrene beregnes ved å derivere funksjonen Z, og løse denne funksjonen for Z5 ( $x = y = 0$ ) (Zevenbergen & Thorne 1987).

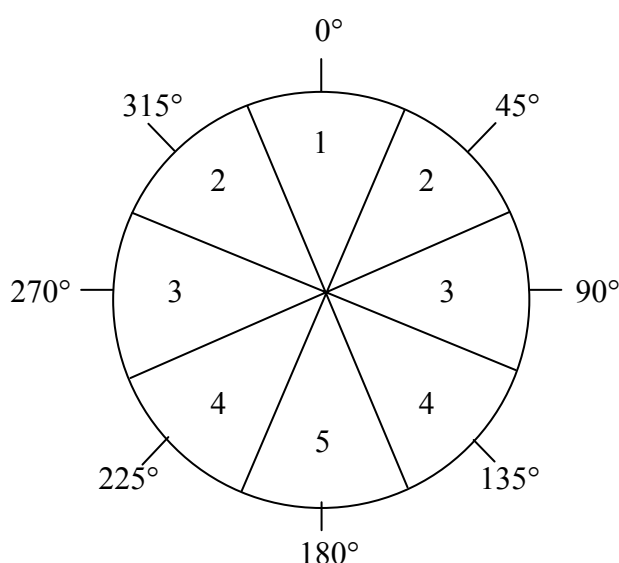
Helning og aspekt er de første deriverte av overflaten. Helning er den første deriverte av Z med hensyn på helningsretningen, og beregnes med følgende funksjon:

$$\text{Helning} = -\text{sqrt}(G^2 + H^2)$$

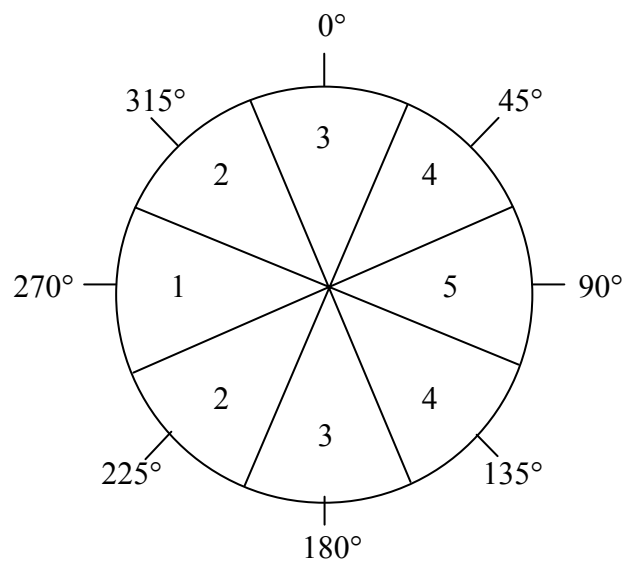
Helningsretningen (aspekt) beregnes med følgende funksjon:

Aspekt =  $\arctan (-H/-G)$ .

Aspekt har i ArcInfo verdier fra 0° til 360°. For å kunne relatere aspekt til påvirkninger den kan ha på vegetasjonen, må parameterens verdier gjøres om. Siden aspekt er med på å bestemme hvor mye vind og solinnstråling en lokalitet mottar, ble det valgt å lage to varianter av aspekt som kan settes i sammenheng med disse to faktorene. Den ene parameteren, aspre1, er reklassifisert i forhold til mengden solinnstråling, slik at verdien er høyest i sørskråninger (= 5), og avtar mot nord hvor verdien er 1 (se figur 6-2). Den andre parameteren er relatert til vindretningen. I forsøksområdet er den dominerende vindretningen fra vest (Nasjonalatlas for Norge. Vind.) Parameteren aspre2 øker derfor fra verdien 1 for celler som vender mot vest til verdien 5 for celler som vender mot øst (se figur 6-3). Disse to parametrene verdier er satt ut fra hvor det er antatt at de generelle vekstforholdene er gunstigst i forhold til vindretning og mengden solinnstråling. M.a.o. er det antatt av vekstvilkårene generelt er best i sørskråninger når en tar hensyn til solinnstråling, og best i østskråninger når en tar hensyn til vindretningen.



Figur 6-2. Inndeling av aspekt i 5 verdier, sett i forhold til mengden solinnstråling.



*Figur 6-3. Inndeling av aspekt i 5 verdier, sett i forhold til vindretningen.*

Profilkurvatur er den andre deriverte av høyden med hensyn til helningsretningen, og beregnes med følgende funksjon (Zevenbergen & Thorne 1987):

$$\text{Profilkurvatur} = -2(DG^2 + EH^2 + FGH)/(G^2 + H^2).$$

Plankurvatur er den andre deriverte av høyden med hensyn til retningen på tvers av helningsretningen, og blir beregnet med funksjonen:

$$\text{Plankurvatur} = -2(DH^2 + EG^2 + FGH)/(G^2 + H^2).$$

Kurvatur (totalkurvatur) er et mål på overflaten selv, ikke kurvaturen av en linje over overflaten i en eller annen retning. Den kan være negativ eller positiv, med null kurvatur for en overflate som er flat eller hvor konvekситet i en retning er balansert av konkavitет i en annen retning, slik som for en sadel (Gallant & Wilson 2003).

Funksjonen for kurvatur er:

$$\text{Kurvatur} = -2(D + E) * 100 \text{ (ArcGIS Desktop Help)}$$



## 6.5.2 Sekundære parametre

### Snøpotensialeindeks

Snøpotensialeindeksen representerer potensialet for snøkakkumulasjon basert på dominerende vindretning om vinteren, kurvatur og høyde (Brown 1994b). Dominerende vindretning i forsøksområdet om vinteren er ifølge "Nasjonalatlas for Norge. Vind" fra nord. Aspekt gir denne parameteren lavest verdi der hvor vinden er sterkest, dvs. i nordhelninger, og høyest i sørhelninger. Parameterens verdi øker med økende høyde og med sterkere grad av konkavitet. Følgende formler ble brukt til å beregne snøpotensialeindeksen (SPI):

For helninger hvor  $0^\circ < \text{aspekt} \leq 180^\circ$ :

$$\text{SPI} = A * K * (E - E_{\min}) / E_{\text{range}}$$

For helninger hvor  $180^\circ < \text{aspekt} \leq 360^\circ$ :

$$\text{SPI} = (360 - A) * K * (E - E_{\min}) / E_{\text{range}}$$

hvor K = kurvatur med verdier fra 0 til 2 hvor K = 1 er flate piksler, K > 1 er konkave og K < 1 er konvekse, E er høyde i meter, og A er aspekt i grader. Se programmet spi.aml i tillegg 10.

Fordi også helningen har betydning for hvor mye snø som akkumuleres ble det laget en variant av snøpotensialeindeksen ved å multiplisere med helningen. Når faktorene høyde, kurvatur og aspekt er konstante, vil det akkumuleres mer snø jo flatere terrenget er p.g.a. tyngdekraften. Denne varianten (SPIHL) øker derfor med avtagende helning. Følgende formler ble brukt for snøpotensialeindeks multiplisert med helning (SPIHL):

For helninger hvor  $0^\circ < \text{aspekt} \leq 180^\circ$ :

$$\text{SPIHL} = A * K * ((E - E_{\min}) / E_{\text{range}}) * \beta$$

For helninger hvor  $180^\circ < \text{aspekt} \leq 360^\circ$ :

$$\text{SPIHL} = (360 - A) * K * ((E - E_{\min}) / E_{\text{range}}) * \beta$$

hvor  $\beta$  er helning med verdier fra 0 til 90 hvor  $\beta = 0$  er piksler med  $90^\circ$  helning, og  $\beta = 90$  er piksler med  $0^\circ$  helning. Se programmet spis.aml i tillegg 10.

### Topoklimatisk indeks

Topoklimatisk indeks er en annen indeks som beskriver snøfordelingen i terrenget. Topoklimatisk indeks er en indeks for helning og aspekt relativt til den dominerende vindretningen (Frank & Isard 1986). Formlene for topoklimatisk indeks (TI) for forsøksområdet, basert på vindretning fra nord, er:

For helninger hvor  $0^\circ < \text{aspekt} \leq 180^\circ$ :

$$TI = (360 - \beta) * \theta$$

For helninger hvor  $180^\circ < \text{aspekt} \leq 360^\circ$ :

$$TI = \beta * \theta$$

hvor  $\beta$  er helningen i grader og  $\theta$  er aspekt i grader. TI øker med økende helning og jo mer pikselet er vendt mot nord. Høye verdier av TI svarer derfor til områder som er bratte og mye utsatt for vind, slik at snødybden blir lav, mens lave verdier tilsvarer områder med mye snøakkumulasjon.

### Wetnessindeks

Wetnessindeks representerer den topografiske innvirkningen på jordfuktighet (Wilson & Gallant 2000).

$$\text{Wetnessindeks} = \ln(A_s / \tan \beta)$$

hvor  $A_s$  er oppstrømsareal i  $m^2$  ((antall elementer oppstrøms + 1) \* arealet av hver gridcelle) og  $\beta$  er helning i grader (wetness.aml i tillegg 10). Oppstrømsarealet er arealet til cellen pluss arealet til alle celler oppstrøms som drenerer til denne cellen. Funksjonen *flowaccumulation* i Grid ble brukt i wetness.aml til å beregne antall elementer som drenerer til hver celle.

*Flowaccumulation* trenger et grid over hvilken retning vannet fra hver celle vil drenere. Funksjonen *flowdirection* i Grid bruker D8-algoritmen. Denne metoden setter flowretningen for hver celle til retningen hvor det er brattest innenfor et 3x3 vindu (Burrough & McDonnell 1998). Dette fører automatisk til en diskretisering av flowretninger i enheter på  $45^\circ$ . D8-algoritmen gir et grid med celler som kan anta en av åtte ulike retninger, og som kan uttrykkes med en numerisk kode. Resultatet av funksjonen *flowdirection* er et grid med verdier fra 1 til 128 (*Arc 9.1*). Verdiene for hver retning fra sentrum er:

32	64	128
16		1
8	4	2

For eksempel hvis retningen med brattest fall er sør for en celle som skal gis flowretning, blir cellens verdi 4. Retningen med brattest fall finnes ved å dividere forskjellen i høyde mellom sentrumscellen og hver av nabocellene med avstanden. Dersom en nabocelle er ortogonal til sentrumscellen, blir avstanden 1. For diagonale naboceller blir avstanden  $\sqrt{2}$ .

En variant av wetnessindeks er å multiplisere den med plankurvatur (med negativt fortegn). Med denne varianten vil i tillegg til helning og oppstrømsareal også overflatens virkning på graden av konvergens eller divergens av strømmingene bestemme verdiene av parameteren. Ved samme verdi av wetnessindeks vil wetnessindeks \* plankurvatur bli høyere når plankurvaturen er negativ enn når plankurvaturen er positiv. Se wetness.aml i tillegg 10.

## Innstråling

Eva Heggem genererte en modell over potensiell direkte kortbølget innstråling med programmet SRAD. Innstrålingsmodellen ble generert for perioden 1. juni til 15. oktober på grunnlag av høydemodellen.

Kortbølget stråling er solstrålingen som når jordoverflaten etter å ha passert atmosfæren, og ha blitt påvirket av spredning og refleksjon i atmosfæren, av aerosols og av skyer, og av refleksjon fra det omkringliggende terrenget (Heggem et al. 2001). Kortbølget stråling utgjør mesteparten av strålingsbalansen i de fleste tilfellene, og varierer over terrenget med solas posisjon. Direkte stråling varierer mye over terrenget på grunn av innfallsvinkel og skyggeeffekter. Diffus stråling er mye mindre avhengig av helning, aspekt og skyggeeffekter, og er derfor av liten betydning når en skal fokusere på romlig fordeling av innstråling. Reflektert stråling er vanskeligere å estimere. Den er vanligvis utledet fra forenklet lokal informasjon av terrenget og er derfor en ganske usikker faktor i de fleste beregninger. For Dovre ble ikke diffus og reflektert stråling tatt med i beregningene.

SRAD bruker 4 steg i beregningen av kortbølget stråling (Wilson & Gallant 2004). Først beregnes potensiell innstråling for en horisontal flate rett utenfor jordas atmosfære. For det andre beregnes en rekke kortbølgete strålingsflukser ved skyfri himmel for hvert gridpunkt i en høydemodell i 12 minutters intervaller fra soloppgang til solnedgang. Direkte stråling beregnes for flate og hellende steder. For det tredje summeres disse øyeblikksverdiene for å oppnå daglige totaler. Disse nye verdiene justeres vanligvis til å ta med effekter av skydekke, men det ble ikke gjort i dette tilfellet. For det fjerde summeres de daglige verdiene over beregningsperioden spesifisert av brukeren og divideres med antallet dager for å estimere daglige gjennomsnittsverdier i hver periode.

Mengden innkommet sollys i et punkt rett utenfor atmosfæren,  $R_{oh}$ , avhenger av tid på året, tid på dagen og breddegrad på følgende måte:

$$R_{oh} = \frac{I}{r^2} \cos z$$

hvor  $I$  er solkonstanten,  $r$  er forholdet mellom avstanden jorda-sola og den gjennomsnittlige avstanden, og  $z$  er senitvinkelen. Senitvinkelen er vinkelen mellom solstrålen og normalen til en overflate. Både senitvinkel og solhøyde er en funksjon av breddegrad, tid på året og tid på dagen. SRAD beregner øyeblikksverdier av  $R_{oh}$  for hvert 12. minutt og summerer disse for å få daglige totaler.

Den direkte kortbølgete strålingen vil være en funksjon av  $R_{oh}$  og overføringskoeffisienten (*transmission coefficient*). I dette tilfellet ble overføringskoeffisienten satt til verdien 1, slik at den direkte kortbølgete stråling på flate steder er lik  $R_{oh}$ .

Formelen for direkte kortbølget stråling uten skyggeeffekter for hellende terreng er som følger:

$$R_{\text{dirs}} = R_{\text{oh}} \cos i$$

hvor  $i$  er vinkelen mellom en stråle og normalen på helningen. Øyeblikksverdiene beregnes i 12 – minuttintervaller, og disse er multiplisert med 12 for å beregne daglig direkte stråling på helninger uten skygge. Programmet sjekker også om sollyset er blitt blokkert, og beregner direkte stråling ved å ta i beregning skyggeeffekten fra det omkringliggende terrenget.

## Profilparametre

Programmer av Hilde Sandbo (1999) ble anvendt til å beregne avstand, projisert avstand og middelerverdi av parametrene høyde, helning, profilkurvatur, plankurvatur og totalkurvatur for hver celle fra cellen til nærmeste rygg. Profilene disse parametrene blir beregnet langs, er fra hver celle til nærmeste kildecelle for avrenning (rygg) i retningen av flow. Celler med profiler som strømmer oppover ut av analyseområdet uten å nå en kildecelle, får enten verdier beregnet fra del av profilen innenfor analyseområdet eller NODATA. Programmene som anvendes til å beregne disse parametrene er upflowdist.aml og ryggprof.aml (se tillegg 10).

## Ruhet

Ruhetsindeksen er en vektorbasert kombinasjon av helning og aspekt (Etzelmüller & Sulebak 2002). Den er forholdet mellom horisontale og vertikale dimensjoner og omtales i Mark (1975) som *dispersion of slope magnitude and orientation*. Overflatens ruhet for hver celle kan måles som lengden av enhetsvektorer i tre dimensjoner i et vindu rundt cellen. Formelen for den normaliserte lengden av vektorene er:

$$R = \sqrt{(\sum X_i)^2 + (\sum Y_i)^2 + (\sum Z_i)^2} * \frac{1}{n} \quad (\text{Davis 1986})$$

hvor

$$X = -\sin(\text{aspekt}) * \sin(\text{helning})$$

$$Y = \cos(\text{aspekt}) * \sin(\text{helning})$$

$$Z = \sin(\text{helning})$$

og  $n$  er antall vektorer, tilsvarende antall celler innenfor vinduet rundt hver celle. I oppgaven ble  $R$  multiplisert med 100 for å få verdier fra 0 til 100, dvs.  $IR = R * 100$  (se ir.aml i tillegg 10). Det ble i denne oppgaven brukt vinduer med 7x7 celler. Lave verdier av  $IR$  tilsvarer stor spredning av enhetsvektorene innenfor vinduet, dvs. stor ruhet og høye verdier tilsvarer liten ruhet.

## 6.6 Statistiske analyser

### 6.6.1 Variansanalyse (ANOVA)

For at en terrengparameter skal kunne sies å være i stand til å skille mellom vegetasjonstyper, må variasjonen i terrengparameterens verdier være større mellom vegetasjonstypene enn innenfor vegetasjonstypene. Variansanalyse er en statistisk metode som kan brukes til å undersøke om variasjonen mellom grupper er større enn variasjonen innen grupper. Variansanalyse kan også anvendes til å finne ut hvilke terrengparametre som skiller mer mellom vegetasjonstypene enn andre terrengparametre.

Variansanalyse (*analysis of variance (ANOVA)*) omkring en middelværdi deler den totale variasjonen i et datasett inn i komponenter (Bhattacharyya & Johnson 1977). Middelværdien av en gitt terrengparameter i forsøksområdet er gitt ved  $\hat{y}$ . Av alle observasjoner  $n = n_1 + n_2 + n_1 + \dots + n_k$  for terrengparameteren vil  $n_1$  av observasjonene tilhøre vegetasjonstype 1,  $n_2$  av observasjonene vil tilhøre vegetasjonstype 2, osv., og  $n_k$  av observasjonene vil tilhøre vegetasjonstype  $k$  (13). Terrengparameterens middelværdi i hver vegetasjonstype  $j$  er gitt ved  $\hat{y}_j$ .

Summen av kvadratene av alle avvikene mellom hver vegetasjonstypes middelværdi  $\hat{y}_j$  og middelværdien  $\hat{y}$  av alle observasjonene er gitt ved kvadratsummen mellom vegetasjonstypene:

$$SS_T = \sum_{j=1}^k n_j (\hat{y}_j - \hat{y})^2$$

Summen av kvadratene av alle avvikene mellom hver celledes parameterverdi  $y_{ij}$  og den tilhørende vegetasjonstypenes middelværdi  $\hat{y}_j$  er gitt ved kvadratsummen innenfor vegetasjonstypene:

$$SSE = \sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^{n_j} (y_{ij} - \hat{y}_j)^2$$

Den totale variasjonen for en gitt terrengparameter er gitt ved den totale summen av kvadratene av alle avvikene mellom cellenes parameterverdi  $y_{ij}$  og den totale middelværdien  $\hat{y}$ , kalt den totale kvadratsummen:

$$SSE = \sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^{n_j} (y_{ij} - \hat{y})^2$$

KILDE	KVADRATSUM	FRIHETSGRADER	MIDLET KVADRAT
Mellom vegetasjonstypene	$SS_T = \sum_{j=1}^k n_j(\hat{y}_j - \bar{y})^2$	$k - 1$	$MS_T = (SS_T)/(k - 1)$
Innenfor vegetasjonstypene	$SSE = \sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^{n_j} (y_{ij} - \hat{y}_j)^2$	$\sum_{j=1}^k n_j - k$	$MSE = (SSE)/(\sum_{j=1}^k n_j - k)$
Total	$SSE = \sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^{n_j} (y_{ij} - \bar{y})^2$	$\sum_{j=1}^k n_j - k$	

Tabell 6.1. Fra Bhattacharyya & Johnson (1977)

Tabell 6.1 viser hver av kvadratsummene sammen med antall frihetsgrader og tilhørende midlet kvadrat. For å kunne validere hypotesen om at variasjonen av en gitt terrengparameter er større mellom vegetasjonstypene enn innenfor vegetasjonstypene, må midlet kvadrat vegetasjonstypene imellom være langt større enn midlet kvadrat innenfor vegetasjonstypene. Dette forholdet er gitt ved:

$$F = \frac{\text{Midlet kvadrat mellom vegetasjonstypene}}{\text{Midlet kvadrat innenfor vegetasjonstypene}} = \frac{(SS_T)/(k - 1)}{(SSE)/(\sum_{j=1}^k n_j - k)}$$

## 6.6.2 Boksplott

Boksplott over verdiene til hver terrengparameter sammen med vegetasjonstypene kan gi en enkel, visuell fremstilling av parametrene evne til å differensiere mellom vegetasjonstypene. Det ble lagd boksplott over alle parametrene (ikke logtransformerte varianter) for 13 vegetasjonstyper (se tillegg 5). I dette tilfellet er det et boksplott for hver parameter med høyeste og laveste verdi, median og øvre og nedre kvartil av hver vegetasjonstype.

## 6.7 Klassifikasjon

Det ble brukt både styrt klassifikasjon og ikke-styrt klassifikasjon. I begge tilfeller ble det testet ut med 13 og 6 vegetasjonstyper. Det ble kjørt styrt klassifikasjoner hvor terrengparametre ble valgt ut i trinnvise prosedyrer. De terrengparametrene som sammen ga best klassifikasjonsresultat for 13 vegetasjonstyper og hvor det ble antatt at hver vegetasjonstype hadde like stor sannsynlighet ble så brukt videre i de ikke-styrte klassifikasjonene. Klassifikasjoner er sensitive overfor rekkevidden på verdiene i hvert grid. For at alle gridene skulle telle like mye ble de derfor normalisert til verdier fra 0 til 100.

De anvendte klassifikasjonsmetodene krever at parametrenes verdier er normalfordelte, men mange av terrengparametrene som skulle anvendes her var i utgangspunktet ikke normalfordelte. Det ble lagd histogrammer som viste fordelingen til alle parametrene (tillegg 4). De parametrene som viste en fordeling som i liten grad er normalfordelt, ble logtransformert. Dersom histogrammene over de logtransformerte parametrene viste en forbedring, ble både opprinnelige varianter og logtransformerte varianter av disse parametrene brukt videre i de trinnvise klassifikasjonene.

### 6.7.1 Styrt klassifikasjon

Vegetasjonstypenes terrengparametre vil sjelden være homogene. Parameterverdiene vil strekke seg over et større eller mindre intervall for hver klasse. Det vil også være overlapp i parametrene klassene imellom, slik at en bestemt verdi ikke vil være forbeholdt bare en klasse. Igjen vil også noen verdier av en bestemt parameter være mer typisk for en klasse enn andre verdier. Klassifikasjonsmetoden *maximum likelihood* benytter disse variasjonene i treningsdataene til å beregne hver celledes sannsynlighet for å tilhøre hver av informasjonsklassene (Campbell 1996, ArcInfo Help). Cellen tilegnes den klassen som den har størst sannsynlighet for å tilhøre. Metoden benytter gjennomsnitt og varians i beregningen av sannsynlighetene. Utrekningene av sannsynlighetene er basert på antagelsen om at parametrene i både treningsområdene og testområdene har multivariat normalfordeling.

Sannsynlighetsberegningene i maximum likelihood tar utgangspunkt i Bayes teorem (Campbell 1996, Bhattacharya & Johnson 1977):

$$P(b_i|a) = \frac{P(b_i)P(a|b_i)}{P(b_1)P(a|b_1) + P(b_2)P(a|b_2) + \dots}$$

hvor i dette tilfellet  $b_1$  og  $b_2$  er vegetasjonsklasser, mens  $a$  er verdien av en terrengparameter. Metoden kan utvides til å ta med mange terrengparametre og vegetasjonsklasser. Bayes teorem er spesielt effektiv når klassenes terrengparametre overlapper. For å få til en korrekt klassifikasjon er det nødvendig at treningsdataene gir en reell representasjon av klassenes fordeling. For hver kategori må det beregnes gjennomsnitt av hver parameter og en varians-kovarians matrise for å oppsummere variasjonen i hver terrengparameter og dens forhold til andre terrengparametre. Fra disse dataene ekstrapoleres det gjennomsnitt, varians og kovarians for hele klasser. Denne ekstrapoleringen gjøres ut fra antagelsen om at dataene er multivariat normalfordelte.

Styrt klassifikasjon krever at en har både treningsområder og testområder som representerer alle klassene. Forsøksområdet ble derfor delt i to omtrent like deler. Den østlige delen ble valgt som treningsområde, den vestlige delen som testområde. For å unngå å få med celler i treningsdataene som har stor sannsynlighet for å tilhøre en naboklasse, ble funksjonene *shrink* og *con* brukt til å fjerne cellene langs klassegrensene.

Funksjonen *classsig* i Arc/Infos modul Grid ble brukt til å lage en signaturfil som inneholder signaturen til klassene i treningsområdet. Et grid med vegetasjonstypene sammen med et grid for hver terrengparameter i treningsområdet ble brukt som inndata i funksjonen.

Neste steg var å bruke trinnvis klassifikasjon til å velge ut de terrengparametrene som sammen gir best klassifikasjonsresultat. Funksjonen *mlclassify* ble brukt til å utføre en rekke maximum-likelihood klassifikasjoner. Som input i denne funksjonen ble den nevnte signaturfilen og et grid for hver terrengparameter i testområdet brukt. Det ble klassifisert med både 13 og 6 vegetasjonsklasser. I begge disse tilfellene ble det klassifisert med lik apriorisannsynlighet og med apriorisannsynlighet lik fordelingen av vegetasjonstypene i treningsområdet. Med lik apriorisannsynlighet tas det ved overlapp i terrengparametrene mellom klassene ikke hensyn til antall celler i hver klasse i signaturfilen. Med apriorisannsynlighet lik fordelingen i treningsområdet vil apriorisannsynlighetene tilegnet til alle klassene i signaturfilen være proporsjonal med antall celler i hver signatur (ArcInfo Help). Som en konsekvens vil klasser som har færre celler enn gjennomsnittet i treningsområdet bli vektet mindre enn gjennomsnittet, og de klassene med flere celler vil bli vektet mer enn gjennomsnittet. Som et resultat vil de respektive klassene bli tilegnet færre eller flere celler i forhold til klassifikasjon som tar utgangspunkt i lik apriorisannsynlighet.

Klassifikasjonene ble gjort trinnvis. I første trinn ble det utført en klassifikasjon for hver av terrengparametrene med funksjonen *mlclassify*. Den av disse terrengparametrene som ga best klassifikasjonsnøyaktighet ble brukt videre i trinn to. I trinn to ble det klassifisert med terrengparameteren fra første trinn i tillegg til hver av de andre terrengparametrene. Den parameteren som ga best klassifikasjonsresultat sammen med parameteren fra første trinn ble tatt med videre i neste trinn med nye klassifikasjoner sammen med de resterende parametrene. Slik fortsatte klassifikasjonene med en ny parameter for hvert trinn inntil det ikke lengre var noen økning i klassifikasjonsnøyaktigheten. Metoden ble brukt både med 6 og 13 vegetasjonstyper. I begge disse tilfellene ble det klassifisert med lik apriorisannsynlighet og med apriorisannsynlighet lik fordelingen av vegetasjonstypene i treningsområdet. Det ble også testet ut hvilken terrengparameter som best kunne klassifisere hver enkelt av vegetasjonstypene, både for 6 og for 13 vegetasjonstyper, med apriorisannsynlighet lik fordelingen av vegetasjonstypene i treningsområdet. Summen av produksjonsnøyaktighet og brukernøyaktighet ble brukt som et mål på å bestemme hvilken parameter som best klassifiserte hver vegetasjonstype.

### 6.7.2 Ikke-styrt klassifikasjon

Første steg i en ikke-styrt klassifikasjon er å identifisere naturlige grupper i dataene (ArcInfo Help). Funksjonen *isocluster* i Arc/Infos modul Grid ble brukt til å finne disse gruppene. Som inndata til funksjonen ble det brukt grid med terrengparametre for hele forsøksområdet i tillegg til antall grupper det var ønskelig å klassifisere i. *Isocluster* returnerer en signaturfil som inneholder multivariat statistikk over hver av de identifiserte gruppene. Utrekningene



identifiserer hvilke celler som tilhører hvilke grupper, gjennomsnittsverdien og varians-kovariansmatrisen for hver gruppe. Alle utregningene er utført på celleverdier i det multidimensjonale attributtrom og er ikke basert på noen romlige karakteristika. Det vil si at gjennomsnittene er utledet fra attributtverdiene fra de ulike gridene. Varians og kovarians regnes ut fra variasjoner i og mellom gridene.

Grupperingen av dataene med *isocluster* kan illustreres på følgende måte: Det lages en tom graf i det multidimensjonale rom med en akse for hver parameter. En 45 graders linje trekkes fra origo og deles inn i segmenter etter antall grupper en ønsker å dele dataene inn i. Senter i hver av disse linjesegmentene tas som den initielle gjennomsnittsverdien og senter for hver gruppe. Hver celle plottes så som et punkt på grafen og avstanden fra punktet til hvert senter på 45-graderslinja bestemmes. Avstandene regnes ut med Pytagoras setning. Punktet tilegnes gruppen representert med senteret som er nærmest. Neste celle plottes på grafen, og nevnte prosedyre gjentas for alle cellene. Denne prosessen startes så på nytt igjen. Før neste omgang beregnes et nytt senter (gjennomsnitt) for hver gruppe basert på verdiene til cellene i gruppene. Med et nytt senter for hver gruppe, gjentas de to forrige stegene. Denne prosessen utføres 20 ganger, eller inntil mindre enn 2 % av cellene flytter fra en gruppe til en annen.

De parametrene som ble brukt i de ikke-styrte klassifikasjonene var de parametrene som ga best resultat i den trinnvise klassifikasjonen av 13 vegetasjonstyper hvor det ble antatt at hver vegetasjonstype hadde lik sannsynlighet. Parametrene ble brukt til å klassifisere hele forsøksområdet både i tilfellet med 13 vegetasjonstyper og i tilfellet med 6 vegetasjonstyper. Funksjonen *isocluster* med utgangspunkt i de utvalgte parametrene ble brukt til å lage signaturfiler med naturlige grupperinger av cellene i forsøksområdet. *Isocluster* ble kjørt med alt fra 2 til 30 grupperinger. Det ble så lagd dendrogrammer for hver av signaturfilene som viser avstandene mellom klassene i egenskapsrommet. Signaturfilen som ga dendrogrammet med de største avstandene ble brukt i det videre arbeidet. Jo større avstandene er, jo bedre er separabiliteten mellom klassene, noe som igjen vil kunne føre til bedre klassifikasjonsresultater.

Funksjonen *editsig* ble brukt til å trinnvis slå sammen klassene i signaturfilen. De nye signaturfilene ble så brukt i funksjonen *mlclassify* til ikke-styrte klassifiseringer av forsøksområdet. Feilmatriser ble generert mellom klassifikasjonene og dataene i forsøksområdet for å se om det kunne være samsvar mellom klassifikasjonsresultatene og vegetasjonstypene. For sammenligning mot tilfellet med 13 vegetasjonstyper ble det bare kjørt feilmatriser for klassifikasjonsresultater med 13 geometriske klasser og færre, fordi programmet som genererer feilmatriser ikke klarer å ta flere enn 13x13 klasser.

### 6.7.3 Evaluering av klassifikasjonsresultatene

Klassifikasjonsresultatene ble vurdert ved å sammenligne mot NIJOS' vegetasjonskart. Dette ble gjort visuelt og ved bruk av statistiske metoder. En måte å vurdere nøyaktigheten av et klassifisert kart mot et "sant" kart er ved å undersøke overensstemmelsen mellom to kart på spesifikke lokaliteter. Denne formen for nøyaktighet kalles for *stedsspesifikk nøyaktig* (eng. *site-specific error*) (Campbell 1996). Vanligvis er sammenligningsenheten hvert enkelt piksel. En sentralt begrep i denne sammenhengen er den såkalte *feilmatrisen*, standardskjemaet som brukes til å vurdere stedsspesifikke feil. Feilmatrisen identifiserer de samlede feilene for hver

kategori, men også misklassifikasjoner (på grunn av forveksling mellom kategorier) for hver kategori.

Feilmatriksen består av en  $n \times m$  matrise hvor  $n$  og  $m$  er antall klasser i henholdsvis det klassifiserte kartet og i referansekartet. I feilmatriksen representerer hver rad klassene på det klassifiserte kartet og hver kolonne klassene på referansekartet (for eksempler se kapittel 7, f.eks. tabell 7.7). Verdiene i matrisen representerer antall piksler. Summene til høyre for matrisen viser totalt antall piksler for hver kategori på det klassifiserte kartet (*radmarginaler*), og summene nederst er totalt antall piksler for hver kategori på det "korrekte" kartet (*kolonnemarginaler*). Diagonalen i matrisen fra venstre mot høyre viser hvor mange piksler som er riktig klassifisert for hver klasse. Verdiene i matrisen utenom diagonalen viser hvor mange piksler som er feilklassifiserte for hver klasse.

Et mye anvendt mål på hvor god en klassifikasjon er, er gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet. Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet er antall riktig klassifiserte piksler dividert med det totale antallet piksler i testområdet (som illustrert med feilmatriksen).

Ikke all overensstemmelse mellom to kart skyldes klassifikasjonen. Noe av klassifikasjonsnøyaktigheten vil skyldes tilfeldigheter.  $\kappa$  (kappa) er et mål på forskjellen mellom den observerte overensstemmelsen mellom to kart (som representert med diagonalen i feilmatriksen) og overensstemmelsen som kun skyldes tilfeldigheter (Campbell 1986).  $\kappa$  estimeres med KHAT (" $k$  hat"):

$$\text{KHAT} = \frac{\text{Observert} - \text{forventet}}{1 - \text{forventet}}$$

*Observert* betegner nøyaktighet rapportert av feilmatriksen, og *forventet* betegner den korrekte klassifikasjonen som kan forventes ved tilfeldig overensstemmelse mellom de to kartene.

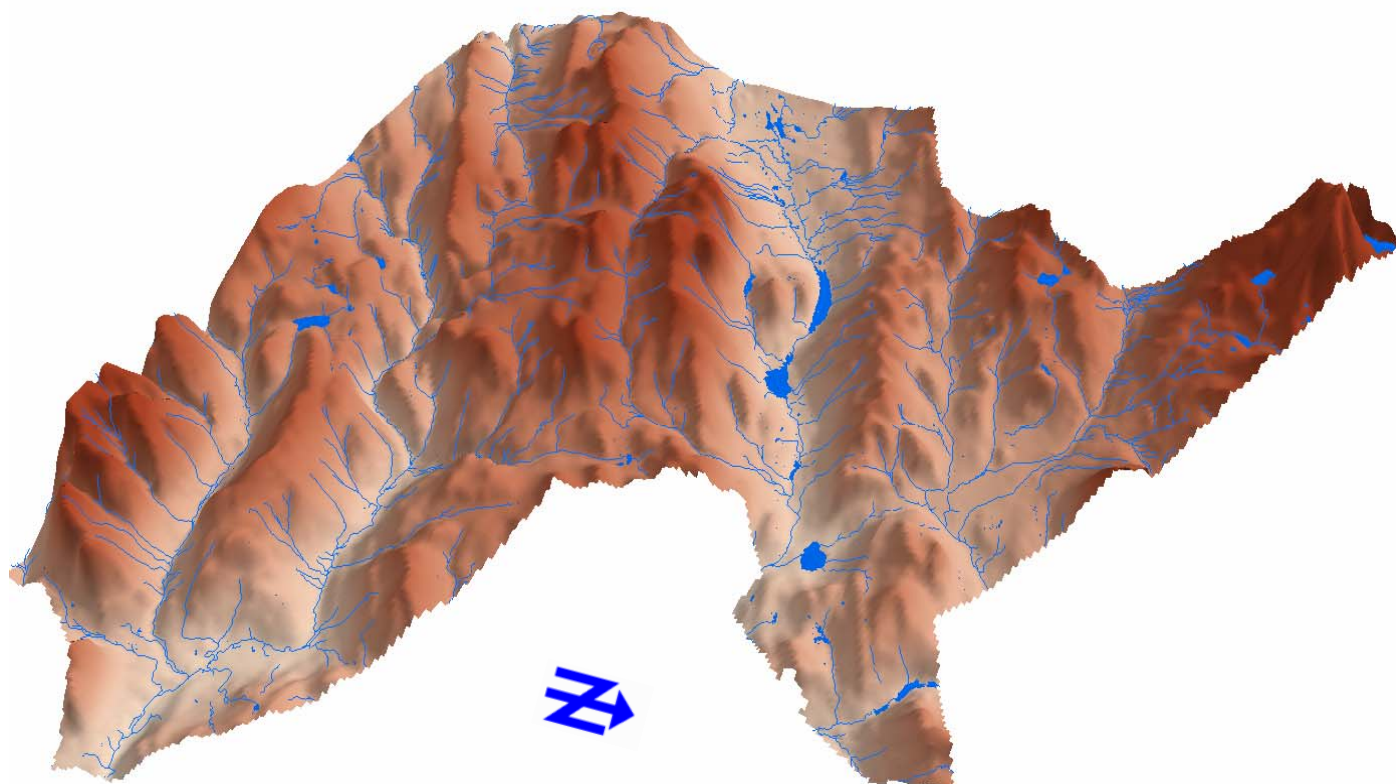
*Observert* er det samme som samme gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet. *Forventet* er et estimat på bidraget av tilfeldig overensstemmelse til den gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktigheten. Forventede verdier beregnes ved å bruke radmarginalene og kolonnemarginalene fra feilmatriksen. Produkter av rad- og kolonnemarginaler estimerer antallet piksler tilegnet hver celle i feilmatriksen, gitt at pikslene er tilegnet tilfeldig til hver kategori. Forventet nøyaktighet finner en ved å summere produktene av antall piksler i det klassifiserte kartet og referansekartet for hver klasse, og så dividere denne summen med den totale summen av produktene av rad- og kolonnemarginalene.

Det KHAT egentlig gjør er å justere den gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktigheten ved å trekke fra bidraget av tilfeldig overensstemmelse mellom kartene. KHAT = 0,83 betyr at klassifikasjonen oppnådde en nøyaktighet som er 83% bedre enn ville blitt forventet ved tilfeldig tilegnelse av piksler til klasser. Etter som den gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktigheten nærmer seg 100%, og bidraget fra tilfeldig overensstemmelse nærmer seg 0, nærmer KHAT seg +1,0, en indikasjon på perfekt virkning av klassifikasjonen. På den andre siden, etter som effekten av tilfeldig overensstemmelse øker, og den gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktigheten avtar, antar KHAT en negativ verdi. Verdier i nærheten av null antyder at bidraget av tilfeldigheter er lik effekten av klassifikasjonen, og at klassifikasjonsprosessen ikke gir noe bedre resultat enn en tilfeldig tilegnelse av piksler til klasser.

## Kapittel 7:

## Resultater

### 7.1 Vurdering av høydemodellen

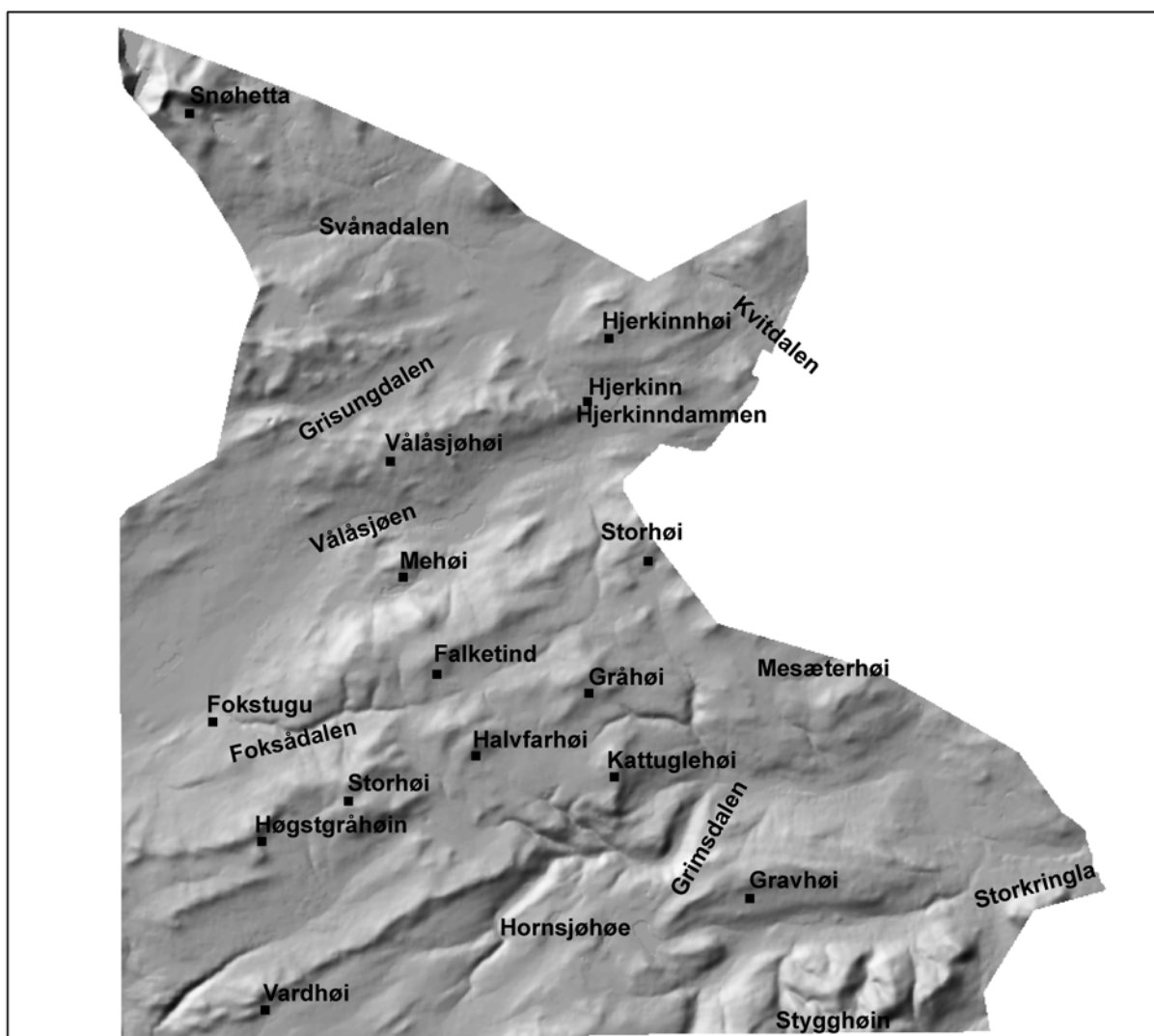


*Figur 7-1. Den genererte høydemodellen over forsøksområdet med elver og vann, vertikal overdrivelse = 5*

Laveste og høyeste verdi for de opprinnelige kotene var 480 og 2280 m.o.h., mens for den genererte modellen ble disse verdiene på 441 og 2259 m.o.h. Den genererte høydemodellen gir en mer utglattende representasjon av terrengoverflaten enn de opprinnelige høydekurvene. Høydeverdien på 441 oppsto mellom to koter på 480 og 500 m.o.h., i ytterkanten av modellen.

### 7.1.2 Hillshade

Visuell inspeksjon av et hillshade av høydemodellen avdekket ingen feil i interpoleringen av høydemodellen. Enkelte steder er det blitt små "hull" i hillshaden. Ved videre undersøkelse viser det seg at disse er små vann, det er derfor naturlig at disse vil vise seg som små senkninger eller hull. Også større vann viser seg naturlig nok som forsenkninger. Enkelte flate steder, slik som for eksempel nord for Storkringla og vest for Fokstugu, fører den lave ekvidistansen i kildedataene til synlige steg i høydekurvene. Her er det faktisk mulig å se konturene av høydekurvene.

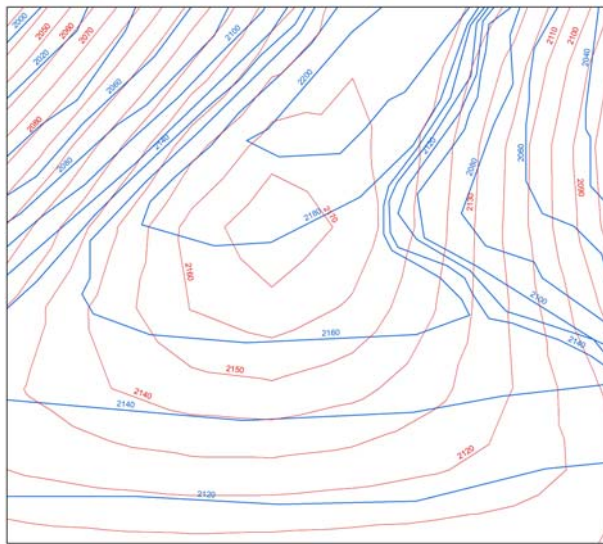


10 5 0 10 Kilometer

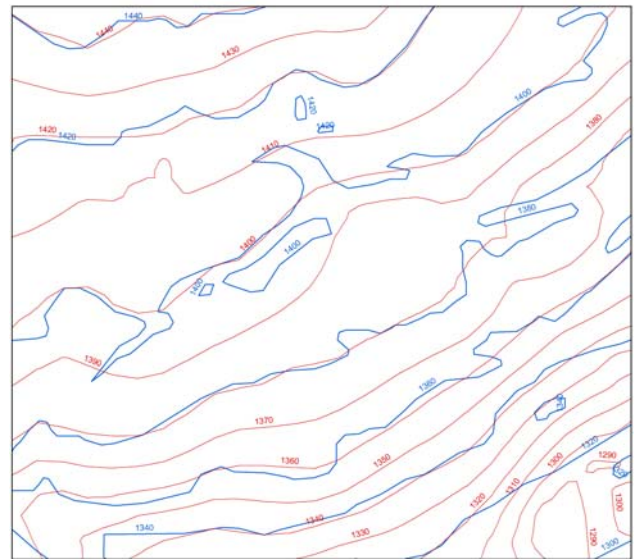
Figur 7-2. Hillshade av den genererte høydemodellen

### 7.1.3 Genererte koter

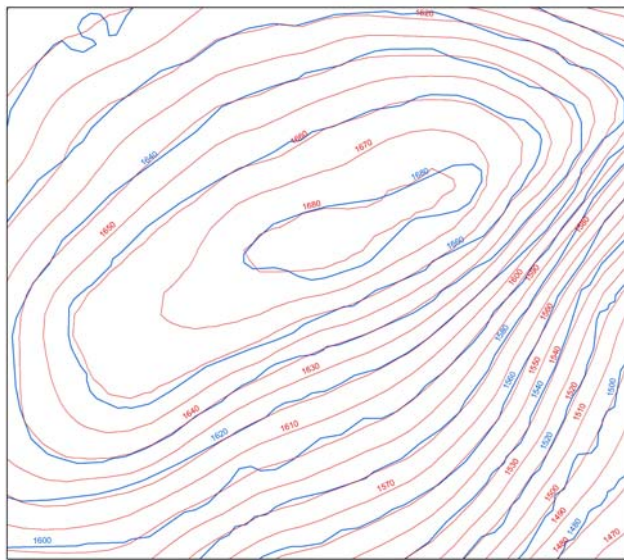
Overlagring av genererte høydekurver over de opprinnelige høydekurvene avdekket ikke feil i grunnlagsdataene, men viste at selv en så god interpolasjonsmetode som topogrid bare vil kunne gi en tilnærming av den reelle terrengoverflaten. De utledede kotene er mye glattere enn de opprinnelige kotene. Kotene med de største uregelmessighetene, for eksempel i dype ravinedaler, er blitt mest utglattet i forhold til inndataene (Figur 7-3, a)). Her er også de største høydeavvikene i forhold til de opprinnelige kotene. Der hvor terrenget er bratt, men uten skarpe raviner eller andre store uregelmessigheter, stemmer de genererte kotene bra med de opprinnelige kotene (Figur 7-3, c)). De utledede kotene mellom kotene med 20 meters ekvidistanse har som regel plassering og fasong midt mellom kotene over og under. I flate områder er det blitt utledede koter selv der det ikke var koter i inndataene, noe som skyldes måten topogrid interpolerer mellom kotene. Små koller i skråninger har forsvunnet i de utledede kotene (Figur 7-3, b)). De har isteden blitt til store buer i de utledede kotene, dvs. til flate plataer i skråningene. Andre steder har det dukket opp høyder som ikke var i de opprinnelige kotene (Figur 7-3, a)). Plassering av høydedrag i de utledede kotene stemmer noen steder bra, andre steder ikke så bra med de originale dataene (Figur 7-3, c), d)). De stemmer best der hvor terrenget ikke er så kupert. Bruk av elver og bekker i inndata viser seg flere steder som større hakk i de genererte kotene enn der hvor denne type data ikke er med. Figur 7-3, e) illustrerer hvordan innlemming av en elv/bekk i inndataene har ført til at de utledede kotene peker oppover istedenfor nedover som i de opprinnelige dataene. Til høyre og venstre for bekken har ikke topogrid hatt denne påvirkningen på modellen. Rundt større innsjøer har de genererte kotene et veldig hakkete utseende, noe som kan skyldes at det er flatt rundt disse innsjøene (Figur 7-3, f)). På Fokstumyra har det oppstått forsenkninger som ikke eksisterer i de originale kotene. Disse forsenkningene er i nærheten av et par tjern som var med i inndataene, og kan derfor skyldes disse.



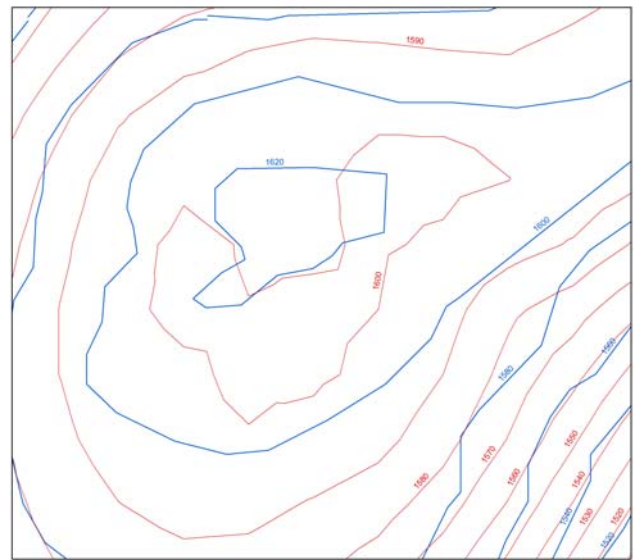
a)



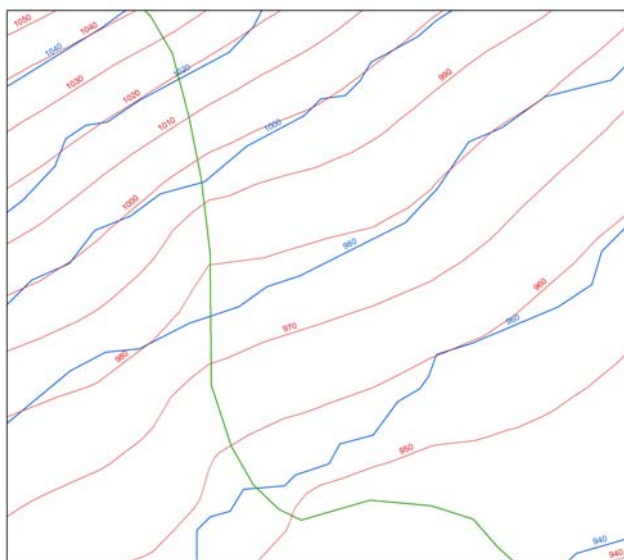
b)



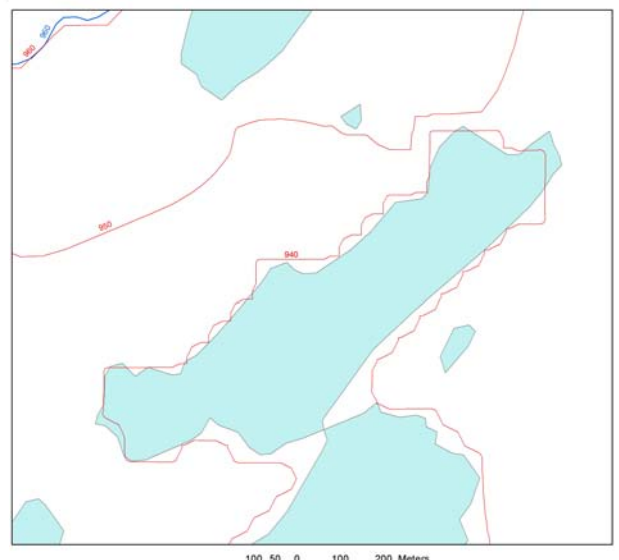
c)



d)

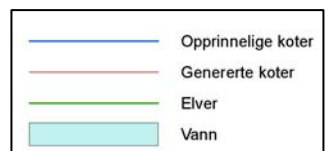


e)



f)

Figur 7-3. Evaluering av høydemodellen ved bruk av genererte koter.



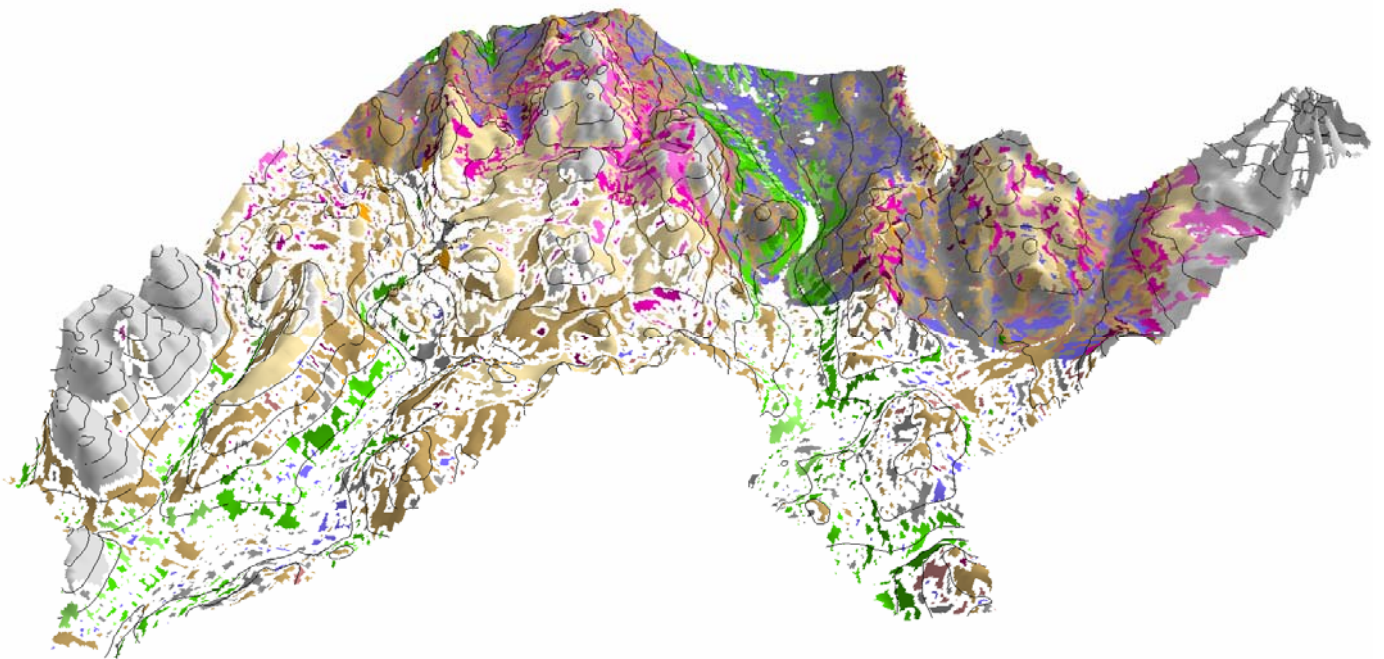
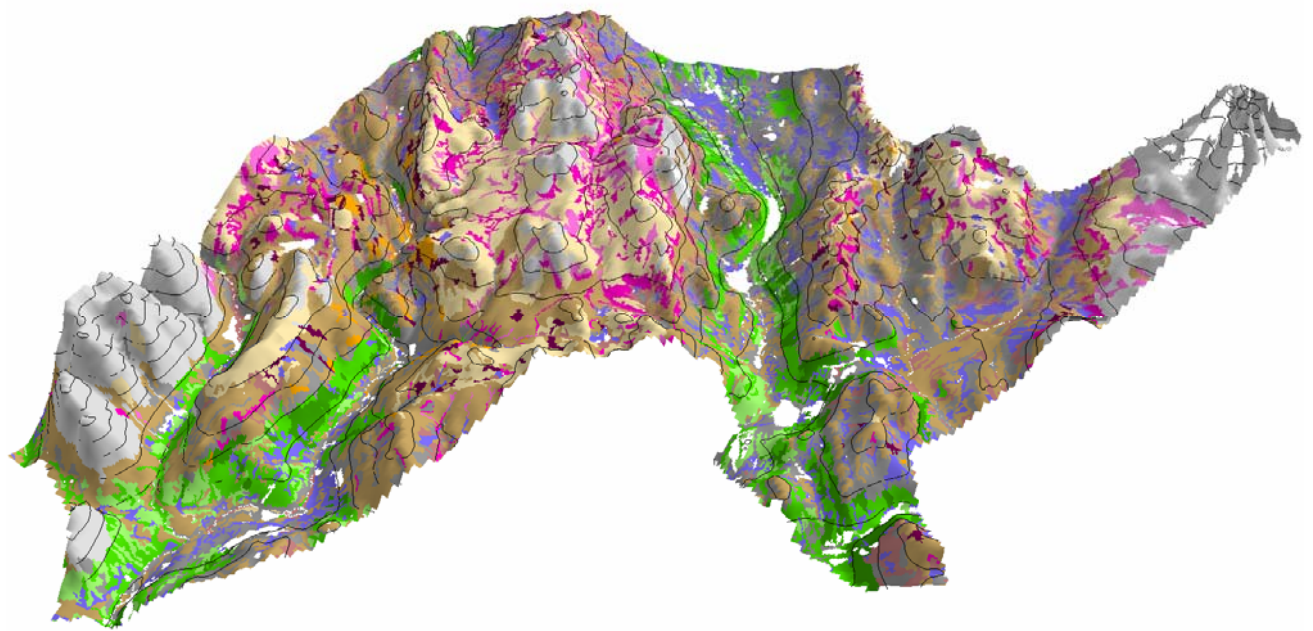


## 7.2 Styrt klassifikasjon

Utelatelsen av cellene langs klassegrensene førte til at antall celler i vegetasjonsklassene i treningsområdet ble kraftig redusert (tabell 7.1). Dette gjaldt særlig for klasser som er svært usammenhengende eller langstrakte i terrenget. Antall celler ble likevel ansett som nok til å danne signaturfiler som gir tilfredsstillende statistisk beskrivelse av klassene. Omtrent halvparten av verdiene i gridene til hver av profilparametrene (*mhry*, *mhlry*, *mkry*, *mplkry*, *mprkry*, *ary* og *pary*) var nodata, og det førte følgelig til at også halvparten av verdiene i klassifikasjonsresultatene ble nodata. (Se tillegg 1 for forkortelser av navn på terrengparametre). Disse parametrene ble derfor utelukket fra de trinnvise klassifikasjonene.

13 vegetasjonstyper				6 vegetasjonstyper			
Klasse	Forsøks- område	Trenings- område	Test- område		Forsøks- område	Trenings- område	Test- område
Lavhei	79371	23488	30432	Hei	193020	67439	91376
Mosesnøleie	9117	537	6808	Snøleie	22426	1613	14732
Blåbærbjørkeskog	20553	4651	6496	Bjørkeskog	40393	14242	13431
Reinrosehei	3219	712	527	Myr	25756	1256	16877
Rishei og alpin røsslynghei	58227	6692	33499	Eng	20356	1682	11153
Lav- og lyngrik bjørkeskog	9632	1727	3291	Ur og blokkmark	32306	12192	17292
Myr	25756	1256	16877				
Engbjørkeskog	10208	2405	3644				
Grassnøleie	13309	852	7924				
Tørrgrashei	52203	15997	26917				
Lågurteng	3855	367	1588				
Høgstaudeeng	16501	1229	9565				
Ur og blokkmark	32306	12192	17292				
<b>Totalt</b>	<b>334257</b>	<b>72105</b>	<b>164860</b>		<b>334257</b>	<b>98424</b>	<b>164860</b>

Tabell 7.1. Antall celler i forsøksområdet, treningsområdet og testområdet i tilfellet med 13 vegetasjonstyper og tilfellet med 6 vegetasjonstyper.



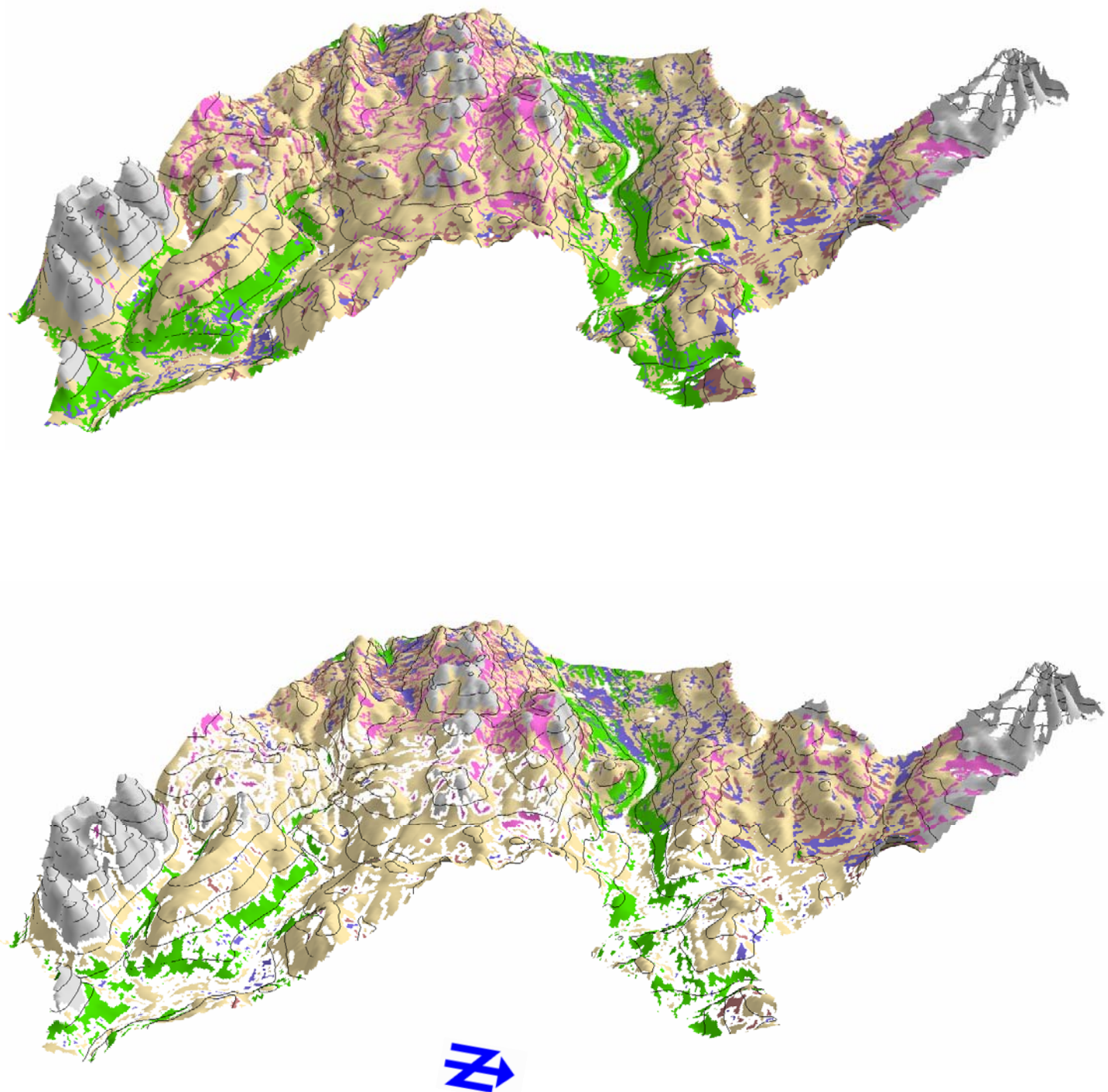
### Vegetasjonstyper

- Lavhei
- Mosesnøleie
- Blåbærbjørkeskog
- Reinrosehei
- Rishei og alpin røsslynghei
- Lav- og lyngrik bjørkeskog
- Myr
- Engbjørkeskog
- Grassnøleie
- Tørrgrashei
- Lågurteng
- Høgstaudeeng
- Ur og blokkmark



Figur 7-4. Øverst: Vegetasjonskart med 13 vegetasjonstyper. Nederst: Østlig halvdel av kartet brukes som treningsområde (uten celler langs klassegrensene), vestlig del som testområde.





### Vegetasjonstyper

	Hei
	Snøleie
	Bjørkeskog
	Myr
	Eng
	Ur og blokkmark

*Figur 7-5. Øverst: Vegetasjonskart med 6 vegetasjonstyper. Nederst: Østlig halvdel av kartet brukes som treningsområde (uten celler langs klassegrensene), vestlig del som testområde.*

### 7.2.1 13 vegetasjonstyper, lik apriorisannsynlighet

Under antagelsen om at hver vegetasjonstype hadde like stor sannsynlighet i testområdet startet den trinnvise klassifikasjonen av 13 vegetasjonstyper med å beregne klassifikasjonsnøyaktighetene for hver enkelt terrengparameter (se tabell 7.2). Høydeparametrene  $h$  og  $h_m$  og profilparameteren for høyde ( $mhry$ ) ga de beste klassifikasjonsnøyaktighetene. Andre gode parametre var wetnessindekser og aspektparametre for innstråling. De parametrene som ga de dårligste nøyaktighetene var aspektparametrene for vindretning og standardavvik av snøpotensialeindeksene. For parametre som i tillegg ble logtransformert førte transformasjon til forbedring for 11 av de 25 parametrene.

Parameter	13 vegetasjonstyper				6 vegetasjonstyper			
	Lik apriori (%)		Apriori treningsområde (%)		Lik apriori (%)		Apriori treningsområde (%)	
		log10		log10		log10		log10
H	20,83		36,69		27,42		62,34	
H_M	20,7		36,62		27,44		62,07	
H_S	15,08	12,51	20,56	20,77	13,94	16,25	56,37	56,37
MHRY	18,22		41,15		27,25		67,61	
ASPRE1	16,47		18,46		23,77		55,44	
ASPRE1_M	16,2		18,57		28,34		55,43	
ASPRE1_S	8,74	12,10	18,46	18,46	16,05	46,65	55,43	55,43
ASPRE2	3,05		17,39		8,17		55,44	
ASPRE2_M	3,05		17,66		8,16		55,43	
ASPRE2_S	6,86	10,32	18,39	18,46	28,01	35,73	55,26	55,43
HELN	16,01	12,33	20,55	20,63	15,52	16,28	56,23	56,13
HELN_M	14,83	13,45	20,66	20,83	15,62	16,31	56,52	56,52
HELN_S	12,21	13,03	19,11	19,19	15,14	15,66	55,42	55,58
MHLRY	11,58		25,31		13,85		61,13	
K	15,36		18,76		22,7		55,10	
K_M	16,47		19,5		25,48		55,68	
K_S	10,41		10,41		15,21		54,93	
MKRY	12,16		21,21		19,20		59,68	
PLK	13,44		18,86		21,45		55,04	
PLK_M	14,05		19,87		22,64		55,77	
PLK_S	11,00	10,46	18,72	18,43	12,45	12,78	54,97	55,28
MPLKRY	13,65		23,16		17,58		59,85	
PRK	13,6		18,61		19,32		55,06	
PRK_M	13,63		19,08		19,83		55,43	
PRK_S	7,78	8,97	18,27	17,90	12,68	13,74	54,99	55,43
MPRKRY	8,40		22,72		12,29		59,55	
INN	13,6		22,69		11,15		55,74	
INN_M	13,28		22,77		10,72		55,74	
INN_S	11,84	12,49	19,88	19,16	14,94	15,40	55,27	55,37
W	17,57		20,09		22,99		55,15	
W_M	13,01		21,04		19,25		55,79	
W_S	17,4	16,95	19,35	18,66	16,01	22,93	54,45	55,42
WPL	15,6		18,76		21,82		55	
WPL_M	13,77		19,58		23,22		55,57	
WPL_S	9,34	9,07	18,31	18,19	11,18	11,41	54,74	54,83
TI	12,66	13,16	20,23	20,31	15,18	16,27	56,44	56,38
TI_M	12,39	12,98	20,37	20,56	15,3	16,27	56,55	56,55
TI_S	11,84	12,99	19,23	19,10	14,97	15,12	55,51	55,43
SPI	12,92	11,44	22,55	22,30	24,9	16,53	55,51	55,51
SPI_M	13,62	11,89	22,42	22,16	26,63	19,94	55,43	55,15
SPI_S	5,86	11,02	19,05	19,37	16,9	23,7	55,24	55,65
SPIHL	12,56	11,29	22,21	21,88	24,14	13,88	55,51	55,51
SPIHL_M	12,27	11,64	22,25	21,75	25,81	17,42	55,43	55,23
SPIHL_S	5,51	9,8	18,45	18,76	16,14	27,22	55,31	55,58
RU	13,88	12,18	20,64	20,69	15,72	16,03	56,5	56,15
RU_M	13,77	12,71	20,61	20,77	15,7	15,98	56,66	56,36
RU_S	12,33	13,49	19,79	20,15	14,77	16,13	55,60	55,43
ARY	12,96	15,79	22,73	22,60	12,2	37,93	59,35	60,06
PARY	13,22	16,08	22,73	22,60	12,05	33,28	59,07	60,06

Tabell 7.2. Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet for hver parameter, både i tilfellet med 13 vegetasjonstyper og i tilfellet med 6 vegetasjonstyper. Logtransformerte parametre er også med.

Den parameteren som ga best klassifikasjonsnøyaktighet, og som det ble den første parameteren i den trinnvise klassifikasjonen var høyde (H) (tabell 7.3). Det ble valgt ut 9 terrengparametre før det ikke lengre var noen økning i klassifikasjonsnøyaktigheten. Av de 9 parametrene var det to høydeparametre, fire wetnessindekser, en snøpotensialeindeks, en kurvaturparameter og en aspektparameter. Tre av parametrene var logtransformerte. Tabell 7.3 viser også KHAT-verdiene for hvert trinn. Den økte stort sett eller var 0, bortsett fra ett trinn med en liten nedgang på  $-0,001$ .

Trinn	Parameter	Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet (%)	Økning	KHAT	Økning
1	H	20,8		0,164	
2	W_S	26,65	5,85	0,208	0,044
3	WPL_M	26,77	0,12	0,208	0,0
4	H_S	26,81	0,04	0,207	-0,001
5	W_M	31,20	4,39	0,242	0,035
6	SPIHL_ML	32,19	0,99	0,251	0,009
7	W	32,83	0,64	0,255	0,004
8	PRK_SL	32,94	0,11	0,257	0,002
9	ASPRE1_SL	32,98	0,04	0,257	0,0

*Tabell 7.3. Parametrene i den trinnvise klassifikasjonen av 13 vegetasjonstyper med lik apriorisannsynlighet for hver vegetasjonsklasse.*

Klasse	Referansedata													Sum	Bruker %
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
1 Lavhei	11021	45	312	51	6454	85	1036	136	570	1291	134	957	176	22268	49,49
2 Mosesnøleie	589	1823	0	10	209	0	5	6	909	2571	8	78	2671	8879	20,53
3 Reinrosehei	271	0	889	3	836	419	424	328	0	0	0	63	2	3235	27,48
4 Blåbærbjørkeskog	1167	126	302	53	1095	42	74	237	253	243	85	264	80	4021	1,32
5 Rischei og alpin røsslynghei	753	44	268	21	1774	77	328	238	83	13	25	455	110	4189	42,35
6 Lav – og lyngrik bjørkeskog	490	0	1655	0	1707	724	589	497	2	2	0	54	1	5721	12,66
7 Myr	3953	214	1302	82	9929	1111	9138	889	566	580	45	3086	268	31163	29,32
8 Engbjørkeskog	181	0	1463	6	984	679	470	1078	5	1	0	159	4	5030	21,43
9 Grassnøleie	2166	1541	0	25	1002	0	881	10	1963	3993	248	569	585	12983	15,12
10 Tørrgrashei	3223	2158	0	83	366	0	138	0	1692	13217	172	93	3781	24923	53,03
11 Lågurteng	2843	79	0	108	2570	0	1752	0	1235	2142	697	1248	87	12761	5,46
12 Høgstaudeeng	2692	29	209	27	6312	149	2042	207	243	151	103	2463	1	14626	16,83
13 Ur og blokkmark	1083	749	96	58	261	5	0	18	403	2713	71	78	9256	15061	63,25
Sum	30432	6808	6496	527	33499	3291	16877	3644	7924	26917	1588	9565	17292	*164860	-----
Prod%	36,22	26,78	13,69	10,06	5,30	22,00	54,14	29,58	24,77	49,10	43,89	25,73	55,09	-----	**54364
Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet: 32,98%															
KHAT: 0,257															
var(KHAT): 0,00000157															
*) Antall observasjoner, **) Sum av diagonalen															

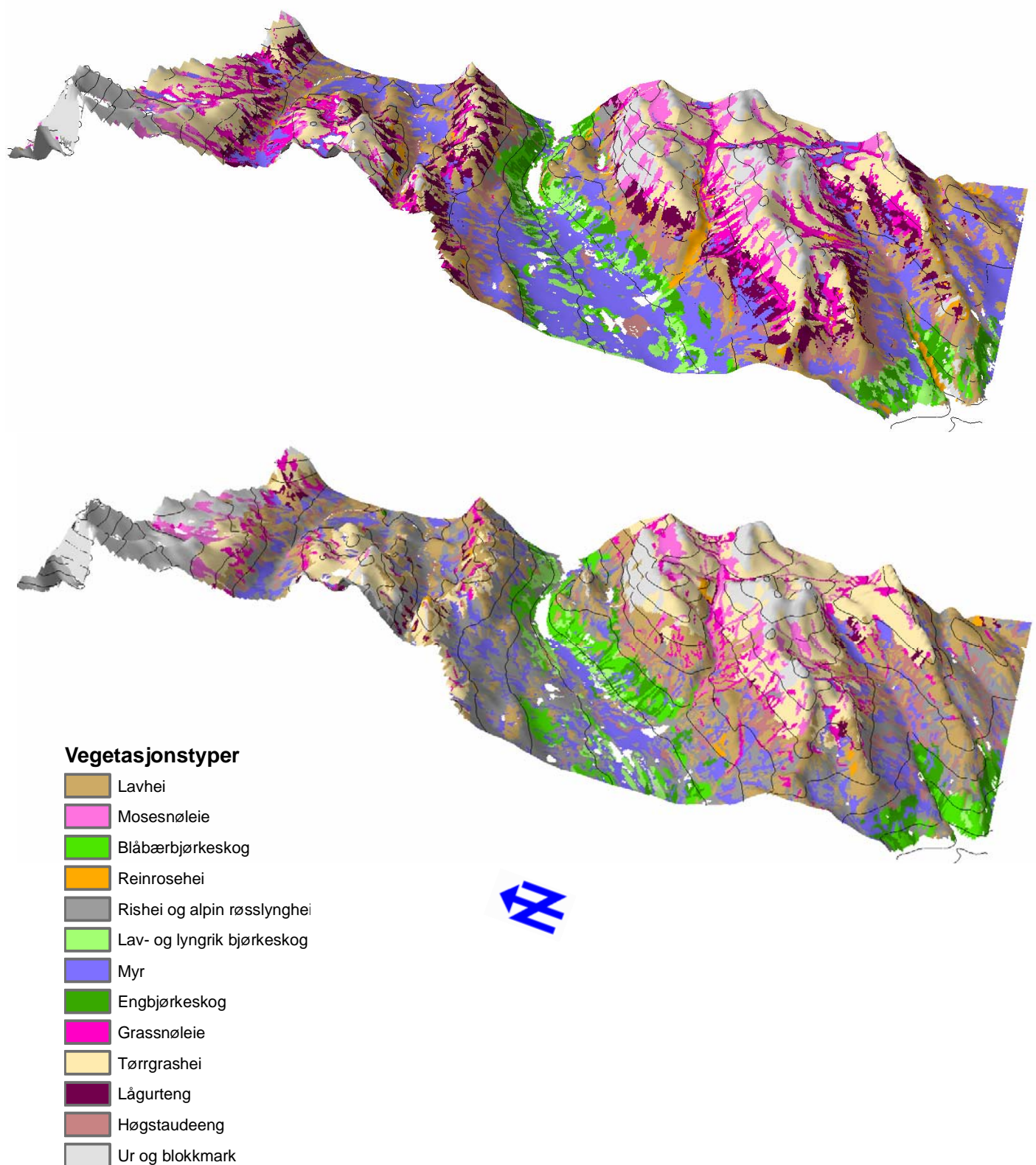
Tabell 7.4. Feilmatrix av styrt klassifikasjon av 13 vegetasjonstyper med lik apriorisannsynlighet for hver vegetasjonsklasse.

Figur 7-6 (øverst) viser det resulterende kartet, og referansekartet (nederst). Øverste kart i figur 7-7 viser plasseringen av de cellene som ble riktig klassifisert med deres verdier. Nederste kart i figur 7-7 viser plasseringen av de cellene som ble feil klassifisert, og deres verdier i det ”sanne” kartet fra NIJOS.

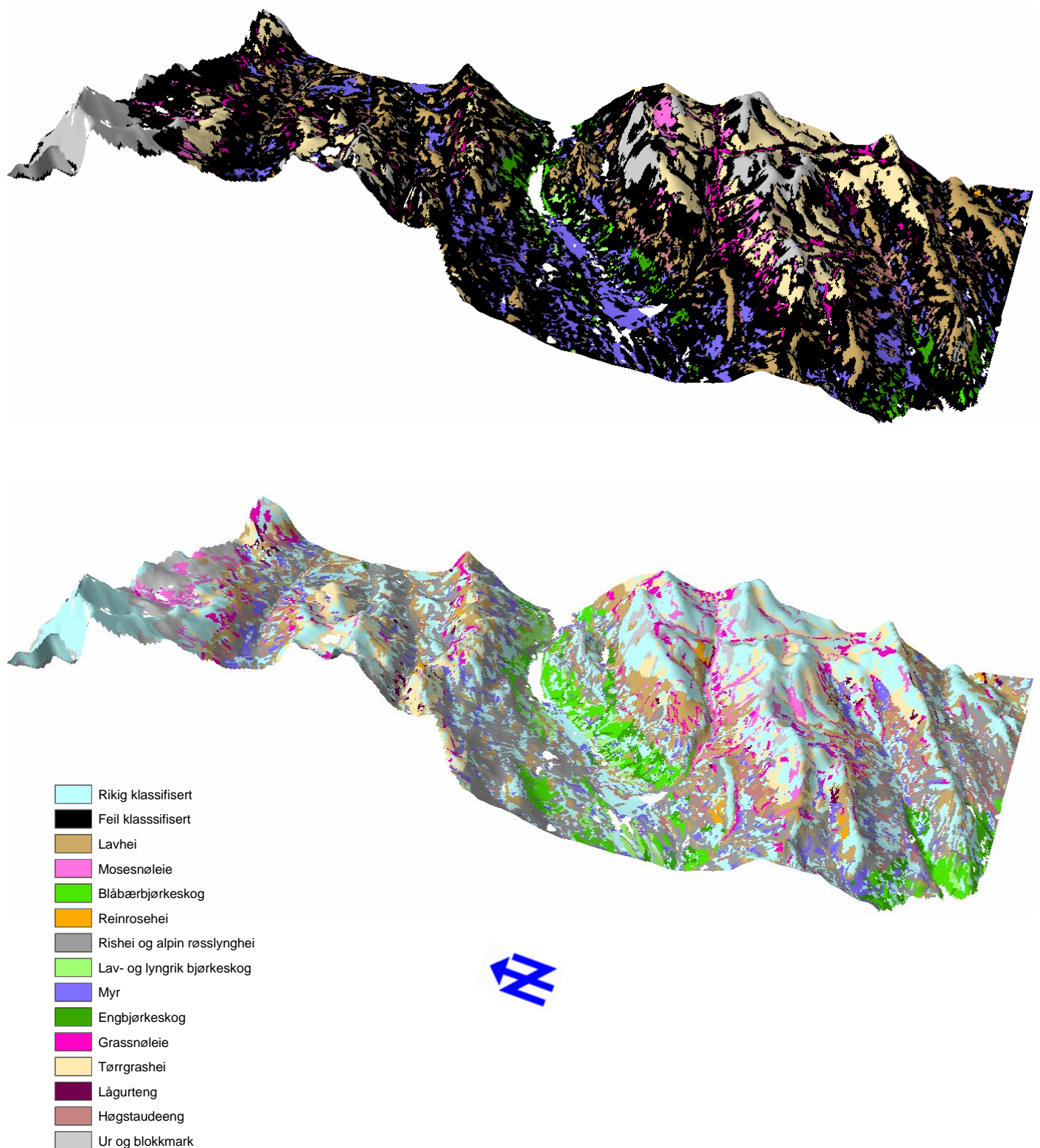
Feilmatrise i tabell 7.4 viser en klassifikasjonsnøyaktighet på 32,98% og KHAT på 0,257 for den endelige klassifikasjonen. *Ur og blokkmark* ble best klassifisert etterfulgt av *tørrgrashei*. Disse to klassenes bruker- og produksjonsnøyaktigheter var blant de høyeste, noe som illustreres i kartene med at deres plassering stemte ganske godt overens med virkeligheten. *Blåbærbjørkeskog* ble klart dårligst klassifisert, med produksjonsnøyaktighet på 10,06 % og brukernøyaktighet på 1,32 %. Det var særlig *blåbærbjørkeskog* lavt i terrenget som ble feil klassifisert. Det var bare 7 av 13 vegetasjonsklasser hvor det havnet flere celler i riktig klasse enn i noen av de andre klassene. Klassen *mosesnøleie* ble mest klassifisert som *tørrgrashei*, samtidig som klassen ble overrepresentert i klassifikasjonsresultatet. Det var mye *tørrgrashei* og *ur og blokkmark* som ble klassifisert som *mosesnøleie*. For klassen *reinrosehei* var det flere celler som havnet i hver av klassene *lav-* og *lyngrik bjørkeskog*, *myr* og *engbjørkeskog* enn i riktig klasse. *Blåbærbjørkeskog* ble klassifisert som *myr*, *tørrgrashei*, *lågurteng* og *ur og blokkmark* framfor *blåbærbjørkeskog*. Det var likevel mer *blåbærbjørkeskog* i klassifikasjonsresultatet (4021 celler) enn det egentlig er i testområdet (527 celler). En stor del av disse er *lavhei* og *rishei* og *alpin røsslynghei* i nærheten av *blåbærbjørkeskog*. Klassen *rishei* og *alpin røsslynghei* ble særlig klassifisert som *myr*, *lavhei*, *lågurteng* og *høgstaudeeng*. *Rishei* og *alpin røsslynghei* forekommer bare som små, spredte klasser i det klassifiserte kartet, mens det i virkeligheten dekker store deler av testområdet. Både *lav-* og *lyngrik bjørkeskog* og *høgstaudeeng* ble mest klassifisert som *myr*. Klassen *myr* var også den klassen som det var mest av i det klassifiserte kartet, og den var da veldig overrepresentert i forhold til referansekartet. Dette skyldes spesielt at det var så veldig mye *rishei* og *alpin røsslynghei* som ble klassifisert som *myr*. Også klassen *lågurteng* var svært overrepresentert. Dette ses av mange flere og større flekker med *lågurteng* på det klassifiserte kartet. Klassene *engbjørkeskog* og *grassnøleie* var noe overrepresentert, men likevel falt under en tredjedel av disse på de riktige stedene i det klassifiserte kartet. Særlig *reinrosehei* i nærheten av *engbjørkeskog* ble klassifisert som *engbjørkeskog*. Mye *tørrgrashei* (3993 celler) i nærheten av *grassnøleie* ble klassifisert som *grassnøleie*. *Lavhei* fikk en utbredelse som var svært lik den i det originale kartet, men også denne klassen var noe overrepresentert. Hele 6454 av disse cellene var egentlig *rishei* og *alpin røsslynghei*. De tre klassene som ble klassifisert best, *ur og blokkmark*, *tørrgrashei* og *lavhei*, var de tre klassene som hadde flest celler i treningsområdet (tabell 7.1).

Det klassifiserte kartet i øverst i figur 7-6 viser at høyden har stor påvirkning i denne klassifikasjonen ved at vegetasjonstypene i stor grad ser ut til å være inndelt i høydesoner, enda mer enn de reelt er. Som en ser av figur 7-7 er det områder høyt oppe, rygger og de laveste områdene som er best klassifisert. Områdene høyt oppe som ble riktig klassifisert består av *ur og blokkmark*, *tørrgrashei*, *mosesnøleie* og litt *grassnøleie*. De riktig klassifiserte cellene på ryggene består hovedsakelig av *lavhei* og noe *ur og blokkmark* og *tørrgrashei*. De riktig klassifiserte cellene i de laveste områdene består for det meste av de laveste myrene. Områdene som er dårligst klassifisert er dalsider bestående skog, *lavhei*, *rishei* og *alpin røsslynghei*, *reinrosehei* og myrer. Spesielt markant er feilklassifikasjonen av celler langs elver (for eksempel *mosesnøleie* og *grassnøleie*).





*Figur 7-6. Resultater av styrt klassifisering med 13 vegetasjonstyper med sannsynlighet lik sannsynlighet for hver vegetasjonsklasse. Øverst: Klassifiseringsresultatet. Nederst: Testområdet med de korrekte vegetasjonstypene.*



Figur 7-7. Resultater av styrt klassifikasjon med 13 vegetasjonstyper med lik sannsynlighet for hver vegetasjonsklasse. Øverst: Cellene som ble riktig klassifisert, med de korrekte vegetasjonstyper. Nederst: Cellene som ble feil klassifisert, med de korrekte vegetasjonstypene.



### 7.2.2 13 vegetasjonstyper, apriorisannsynlighet lik fordelingen av vegetasjonstyper i treningsområdet

Tabell 7.5 viser apriorisannsynlighetene for hver vegetasjonstype som ble anvendt til styrt klassifisering av vegetasjonstypene under antagelsen om at fordelingen av vegetasjonsklassene i testområdet er den samme som i treningsområdet. Ifølge tabell 7.2 var det profilparameteren for høyde, MHRY, som ga best gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet i klassifikasjonene av de 13 vegetasjonsklassene. Derne kom høydeparametrene H og H\_M. Blant de resterende parametrene var det ingen som skilte seg ut, bortsett fra parameteren for standardavvik av total kurvatur, K\_S som var klart dårligst. Logtransformasjon førte til forbedring av klassifikasjonsnøyaktighetene til 12 av 25 parametre.

13 vegetasjonstyper		6 vegetasjonstyper	
Klasse	Andel	Klasse	Andel
Lavhei	0,326	Hei	0,685
Mosesnøleie	0,007	Snøleie	0,016
Blåbærbjørkeskog	0,065	Bjørkeskog	0,145
Reinrosehei	0,01	Myr	0,013
Rishei og alpin røsslynghei	0,093	Eng	0,017
Lav- og lyngrik bjørkeskog	0,024	Ur og blokkmark	0,124
Myr	0,017		
Engbjørkeskog	0,033		
Grassnøleie	0,012		
Tørrgrashei	0,222		
Lågurteng	0,005		
Høgstaudeeng	0,017		
Ur og blokkmark	0,169		

Tabell 7.5 Apriorisannsynlighet for hver vegetasjonsklasse, både i tilfellet med 13 vegetasjonstyper og i tilfellet med 6 vegetasjonstyper.

Syv parametre kom med i den trinnvise klassifikasjonen. Første parameter ble høydeparameteren H\_M, som alene ga en klassifikasjonsnøyaktighet på 36,69% (tabell 7.6). I neste trinn var det parameteren for standardavvik av aspekt for innstråling (ASPRE1\_S) som kom med. De neste parametrene ble midlet innstråling (INN\_M), midlet wetnessindeks (W\_M), standardavvik av høyde, logtransformert (H\_SL), standardavvik av topoklimatisk indeks (TI\_S) og standardavvik av aspekt for vindretning, logtransformert (ASPRE2\_SL). Som Tabell 7.6 viser, økte KHAT-verdien for hvert trinn.

Trinn	Parameter	Gjennomsnittlig Klassifikasjonsnøyaktighet (%)	Økning	KHAT	Økning
1	H_M	36,69		0,256	
2	ASPRE1_S	37,02	0,33	0,26	0,004
3	INN_M	37,57	0,55	0,265	0,005
4	W_M	39,04	1,47	0,277	0,012
5	H_SL	40,14	1,1	0,287	0,01
6	TI_S	40,39	0,25	0,294	0,007
7	ASPRE2_SL	40,63	0,24	0,296	0,002

Tabell 7.6. Parametrene i den trinnvise klassifikasjonen av 13 vegetasjonstyper med apriorisannsynlighet lik fordelingen av vegetasjonstypene i treningsområdet.

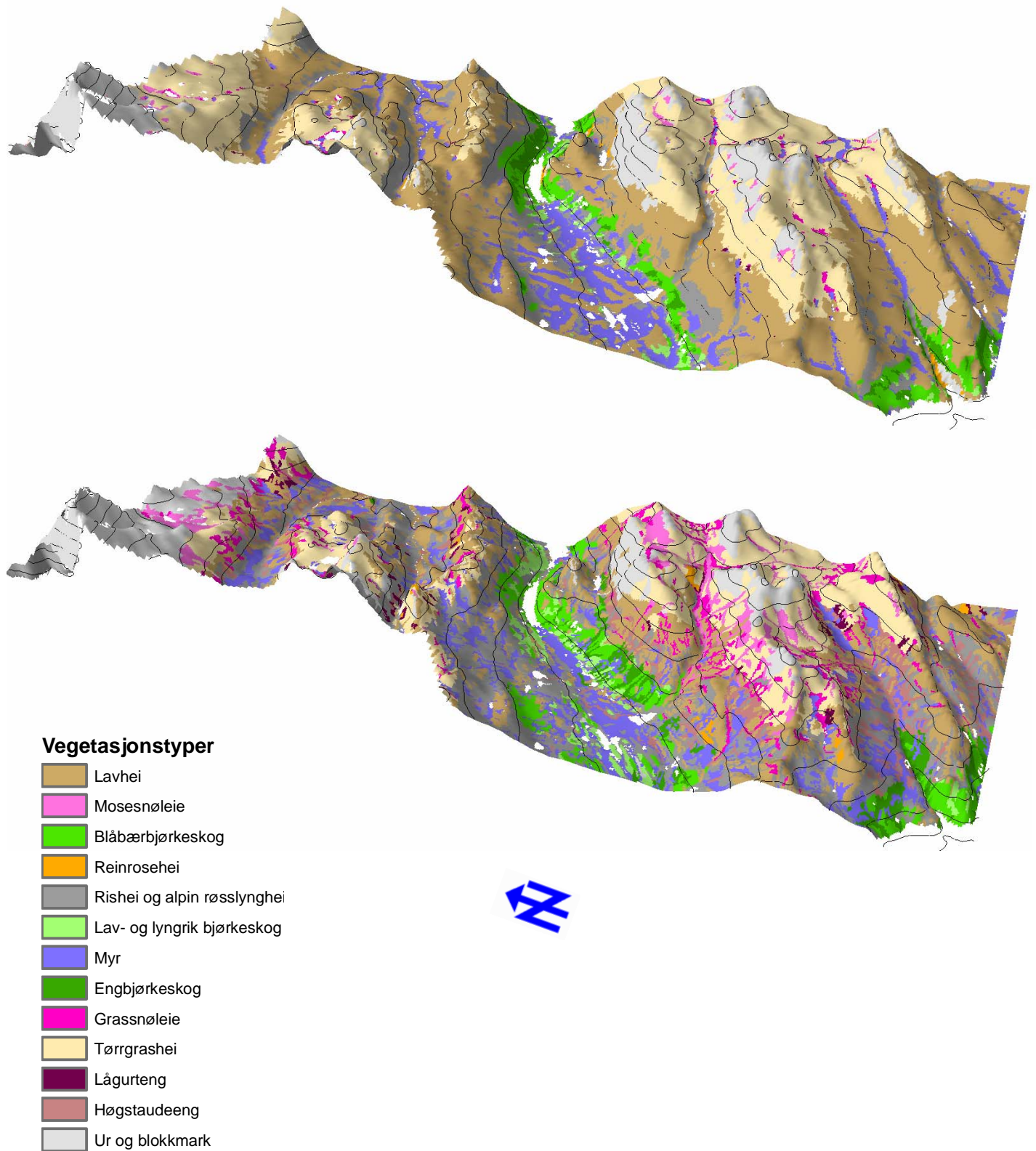
Klasse	Referansedata													Sum	Bruker%
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
1 Lavhei	20904	356	1195	244	18523	570	8428	548	2360	4191	799	5716	326	64160	32,58
2 Mosesnøleie	14	320	0	0	0	0	0	0	72	92	0	0	356	854	37,47
3 Reinrosehei	308	0	2030	0	1060	566	351	860	6	1	0	92	0	5273	38,5
4 Blåbærbjørkeskog	55	11	180	0	105	12	3	56	6	20	2	21	10	481	0
5 Rishei og alpin røsslynghei	2285	125	1283	122	8397	763	2326	1021	305	288	213	1548	83	18759	44,76
6 Lav – og lyngrik bjørkeskog	153	0	353	0	172	283	147	120	0	0	0	2	1	1231	22,99
7 Myr	1344	96	569	0	3434	652	4368	333	294	305	24	1352	81	12852	33,99
8 Engbjørkeskog	55	0	775	0	451	443	138	657	1	0	0	59	0	2579	25,47
9 Grassnøleie	27	144	0	0	4	0	95	0	244	286	7	17	40	864	28,24
10 Tørrgrashei	4002	4663	0	127	910	0	869	0	4197	19167	510	510	5866	40821	46,95
11 Lågurteng	22	2	0	0	8	0	27	0	10	6	0	25	0	100	0
12 Høgstaudeeng	52	0	1	0	122	2	122	10	4	1	9	88	0	411	21,41
13 Ur og blokkmark	1211	1091	110	34	313	0	3	39	425	2560	24	136	10529	16475	63,91
Sum	30432	6808	6496	527	33499	3291	16877	3644	7924	26917	1588	9565	17292	*164860	-----
Prod%	68,69	4,70	31,25	0	25,07	8,6	25,88	18,03	3,08	71,21	0	0,92	60,89	-----	**66987
Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet: 40,63%															
KHAT: 0,296															
var(KHAT): 0,00000201															
*) Antall observasjoner, **) Sum av diagonalen															

Tabell 7.7. Feilmatrix av styrt klassifikasjon av 13 vegetasjonstyper med apriorisannsynlighet lik fordelingen av vegetasjonstypene i treningsområdet.

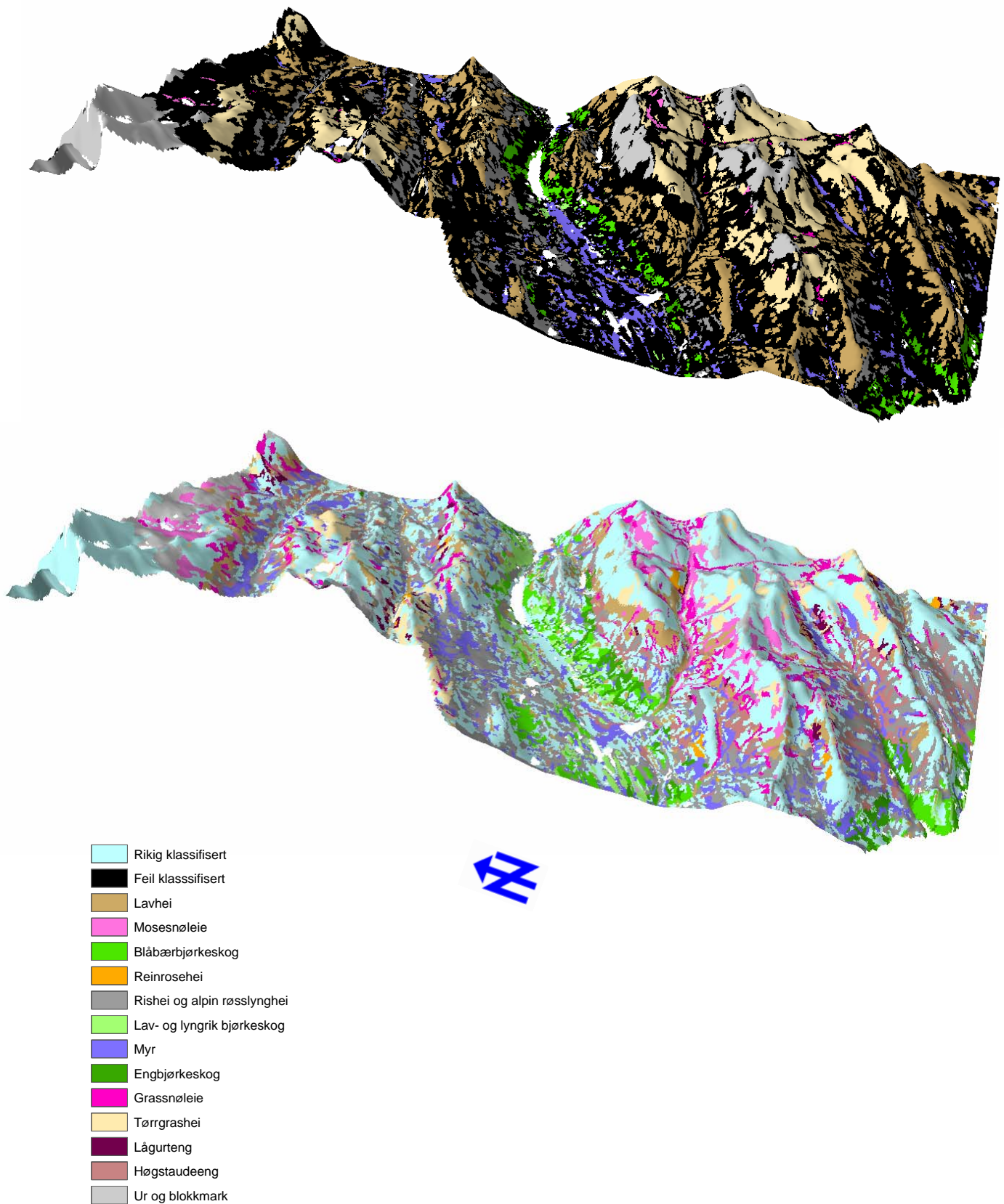
Figur 7-8 (øverst) viser kart over klassifikasjonsresultatet i testområdet, nederste kart viser "fasiten". Øverste kart i figur 7-9 viser plasseringen av de cellene som ble riktig klassifisert med deres verdier. Nederste kart i figur 7-9 viser plasseringen av de cellene som ble feil klassifisert, og deres verdier i kartet fra NIJOS.

Det ble altså oppnådd høyere klassifikasjonsnøyaktighet (40,63%) og KHAT (0,296) i dette tilfellet med bruk av apriorisannsynligheter (tabell 7.6 og 7.7). *Ur og blokkmark* var den klassen som ble best klassifisert med produksjonsnøyaktighet på 61% og brukernøyaktighet på 64%, og fulgte mye av det samme utbredelsesmønsteret som i det forrige klassifikasjonstilfellet. Også *tørrgrashei* og *lavhei* ble relativt godt klassifiserte, men begge klassene var veldig overrepresentert og ble de to største klassene i det klassifiserte kartet. Det var særlig klassen *rishei* og *alpin røsslynghei* som var blitt klassifisert som *lavhei*, og klassen *ur og blokkmark* som var blitt klassifisert som *tørrgrashei*. Det var ingen celler i klassene *blåbærbjørkeskog* eller *lågurteng* som ble klassifisert til riktig klasse. Det var likevel 480 celler med *blåbærbjørkeskog* i det klassifikasjonsresultatet, og disse hadde i hvert fall plassering i nærheten av hvor det egentlig var *blåbærbjørkeskog*. 180 av disse cellene var egentlig *reinrosehei*, 105 av de var *rishei* og *alpin røsslynghei*, og resten var jevnt fordelt utover de andre vegetasjonsklassene. *Blåbærbjørkeskog* var for det meste blitt klassifisert som *lavhei*, *tørrgrashei* og *rishei* og *alpin røsslynghei*. Det var kun 100 celler med *lågurteng* i klassifikasjonsresultatet mot nesten 1600 i testområdet. Klassene *høgstaudeeng* og *grassnøleie* ble også heller dårlig klassifiserte, og ble svært underrepresenterte. *Høgstaudeeng* ble mest klassifisert som *lavhei*, og *grassnøleie* som *tørrgrashei*. Kun for fire av klassene var det flere celler som falt i riktig klasse enn i noen av de andre klassene. Disse var *lavhei*, *reinrosehei*, *tørrgrashei* og *ur og blokkmark*. Både *reinrosehei* og *ur og blokkmark* var representert med omtrent like mange celler i det originale og i det klassifiserte kartet. *Mosesnøleie* ble heller klassifisert som *tørrgrashei* og *ur og blokkmark* enn som *mosesnøleie*, og er vanskelig å få øye på i kartet. For klassene *rishei* og *alpin røsslynghei* og *myr* havnet det flest celler i klassen *lavhei*. Begge klassene var også underrepresentert i kartet, spesielt *rishei* og *alpin røsslynghei*. Både *engbjørkeskog* og *lav- og lyngrik bjørkeskog* ble mest klassifisert som *rishei* og *alpin røsslynghei*, og var representert med få celler i forhold til det originale kartet. De fire klassene som ble best klassifisert, *ur og blokkmark*, *tørrgrashei*, *lavhei* og *rishei* og *alpin røsslynghei*, var også de fire klassene som hadde flest celler i treningsområdet (tabell 7.6).

Dette klassifiserte kartet viser enda større inndeling i høydesoner enn det forrige, med liten overlapp i vegetasjonstyper høydesonene i mellom. Også her er det områder høyt oppe, bestående av *ur og blokkmark*, og ryggene, bestående av *lavhei* som er best klassifisert. Disse riktig klassifiserte arealene har større utstrekning enn i forrige klassifikasjon. Myrområdene ble ikke så godt klassifisert som i det forrige klassifikasjonstilfellet (figur 7-9). Også *mosesnøleie* og *grassnøleie* ble i dette tilfellet dårligere klassifisert. Derimot ble dalsidene bedre klassifisert enn i klassifikasjonsresultatet med lik apriorisannsynlighet. Feilklassifikasjonen langs elvene er mindre enn i den forrige klassifikasjonen.



Figur 7-8. Resultater av styrt klassifikasjon med 13 vegetasjonstyper med sannsynlighet lik fordelingen i treningsområdet. Øverst: Klassifikasjonsresultatet. Nederst: Testområdet med de korrekte vegetasjonstypene.



Figur 7-9. Resultater av styrt klassifikasjon med 13 vegetasjonstyper med sannsynlighet lik fordelingen i treningsområdet. Øverst: Cellene som ble riktig klassifisert, med de korrekte vegetasjonstyper. Nederst: Cellene som ble feil klassifisert, med de korrekte vegetasjonstypene.

### 7.2.3 6 vegetasjonstyper, lik apriorisannsynlighet

Som tabell 7.3 viser ga logtransformasjon av standardavvik av aspekt for innstråling (ASPRE1\_S) en voldsom forbedring i gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyktighet, fra 16,05% til 46,65%, i klassifikasjon av 6 vegetasjonstyper med lik apriorisannsynlighet. Det er også denne parameteren som gir den beste gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktigheten i dette tilfellet. Derneft kommer logtransformert variant av avstand til nærmeste rygg (ARY) med 37,93% nøyaktighet og logtransformert variant av standardavvik av aspekt for vind (ASPRE2\_S) med 35,73% nøyaktighet. Så kommer projisert avstand til nærmeste rygg, og så høydeparameterne som nådde best opp i klassifikasjonene med 13 vegetasjonstyper. For hele 21 av 25 parametre førte logtransformasjon til forbedret klassifikasjonsresultat. De parametrene som ga dårligst gjennomsnittlig klassifikasjon var aspekt for vindretning (ASPRE2; 8,17%) og gjennomsnittlig aspekt for vindretning (ASPRE2\_M; 8,16%).

I dette tilfellet var det bare standardavvik av aspekt for innstråling (ASPRE1\_S), logtransformert som kom med i den trinnvise klassifikasjonsprosedyren. Ingen av de andre parametrene sammen med denne ga forbedret klassifikasjon. Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet ble 46,65%. KHAT ble 0,02.

	Referansedata							
Klasser	Hei	Snøleie	Bjørkeskog	Myr	Eng	Ur+blokk	Sum	Bruker%
Hei	72835	12005	9189	13628	8181	14091	129929	56,05
Bjørkeskog	13013	1860	3098	2226	2245	2235	24677	12,55
Ur og blokkmark	5527	867	1144	1023	727	966	10254	9,42
Sum	91375	14732	13431	16877	11153	17292	*164860	-----
Prod%	79,71	0	23,07	0	0	5,59	-----	**76899
<b>Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet: 46,65%</b>								
<b>KHAT: 0,020</b>								
<b>Var(KHAT): 0,00000385</b>								

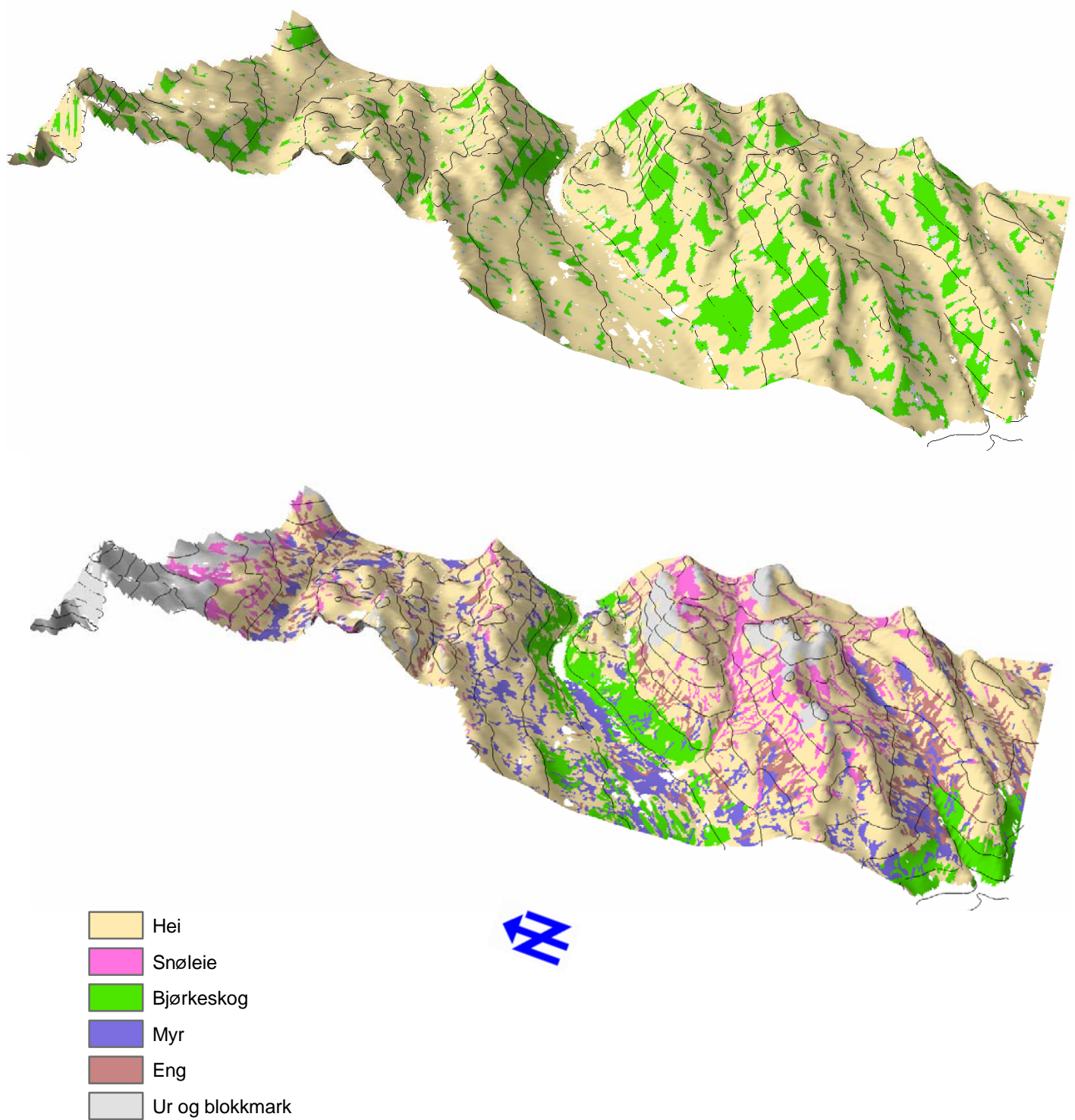
Tabell 7.8. Feilmatrix av styrt klassifikasjon av 6 vegetasjonstyper med lik apriorisannsynlighet for hver vegetasjonsklasse. (Kun én parameter; aspre1\_snl)

Figur 7-10 (øverst) viser det resulterende kartet, og det korrekte kartet (nederst). Øverste kart i figur 7-11 viser plasseringen av de cellene som ble riktig klassifisert med deres verdier. Nederste kart i figur 7-11 viser plasseringen av de cellene som ble feil klassifisert, og deres verdier i det "sanne" kartet fra NIJOS.

I dette klassifiserte kartet var det bare halvparten av de seks vegetasjonstypene som kom med. Disse var som tabell 7.8 viser, *hei*, *bjørkeskog* og *ur og blokkmark*. Nesten 80% av cellene ble klassifisert som *hei*. Av de gjenværende cellene var det mer enn dobbelt så mange celler som ble klassifisert som *bjørkeskog* enn som *ur og blokkmark*. Vegetasjonstypen *hei* ble best klassifisert, selv om bare litt over halvparten av de klassifiserte cellene reelt sett var *hei*. Dårligst ut kom *ur og blokkmark*, kun 966 celler av de 10254 cellene som ble klassifisert som *ur og blokkmark* tilhørte denne klassen. Omtrent halvparten av *ur og blokkmark* i det klassifiserte kartet var egentlig *hei*. Bare en liten del av cellene som ble klassifisert som *bjørkeskog* tilhørte denne klassen, nesten halvparten tilhørte klassen *hei*. Alle vegetasjonstypene ble for det meste klassifisert som *hei*.

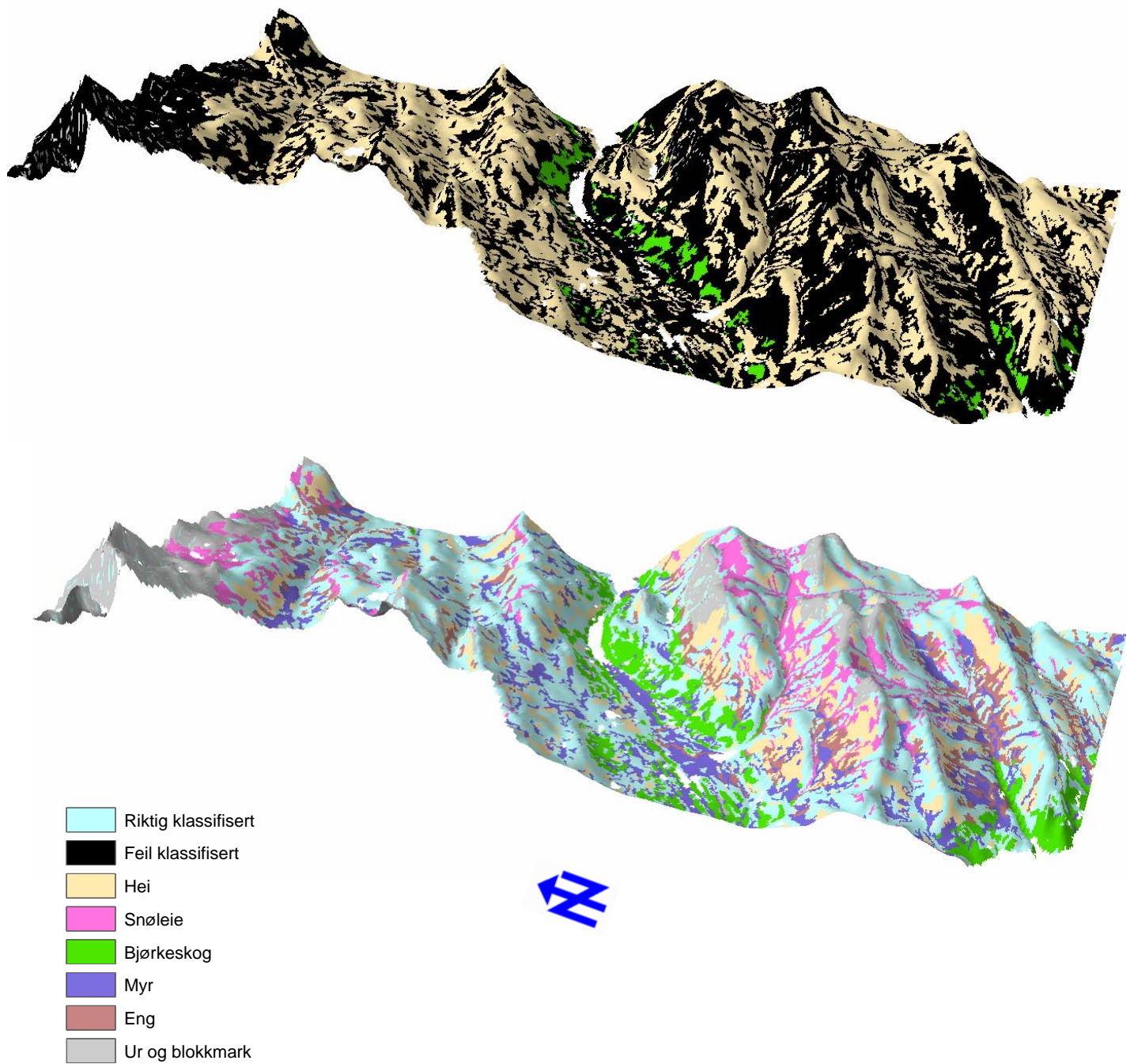
På det klassifiserte kartet (figur 7-10, øverst), ser det ut som hele området består av *hei*, bortsett fra noen større eller mindre flekker med *bjørkeskog* og enkelte områder med *ur og blokkmark*. *Bjørkeskog* er stort sett på dette kartet å finne i mer eller mindre bratte nordskråninger. De områdene som ble best klassifisert var rygger og sørskråninger bestående av *hei* (figur 7-11). Dårligst klassifisert var høyereliggende områder med *ur og blokkmark* og dalbunner, raviner og skråninger bestående av *bjørkeskog*, *snøleie*, *myr* og *eng*.





*Figur 7-10. Resultater av styrt klassifikasjon med 6 vegetasjonstyper med lik sannsynlighet for hver klassifikasjonsklasse. Øverst: Klassifikasjonsresultatet. Nederst: Testområdet med de korrekte vegetasjonstypene.*





*Figur 7-11. Resultater av styrt klassifikasjon med 6 vegetasjonstyper med lik sannsynlighet for hver klassifikasjonsklasse. Øverst: Cellene som ble riktig klassifisert, med de korrekte vegetasjonstypene. Nederst: Cellene som ble feil klassifisert, med de korrekte vegetasjonstypene.*

### 7.2.4 6 vegetasjonstyper, apriorisannsynlighet lik fordelingen av vegetasjonstyper i treningsområdet

Beste parameter til å klassifisere 6 vegetasjonstyper med bruk av apriorisannsynlighet var gjennomsnittlig høyde fra celle til nærmeste rygg (MHRY) med en klassifikasjonsnøyaktighet på hele 67,61% (tabell 7.3). Nest beste parameter var Høyde (H; 62,34%) og midlet høyde (H\_M; 62,07%). De gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktighetene var mye jevnere i dette tilfellet enn for de tre andre forutgående klassifikasjonstilfellene. For 11 av 25 parametre førte logtransformasjon til forbedring av klassifikasjonene. Med den trinnvise klassifikasjonsprosedyren ble det med to parametre. Disse var høyde (H) og standardavvik av aspekt for solinnstråling (ASPRE1\_S) (tabell 7.9). Den gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktigheten ble 62,77%,.

Trinn	Parameter	Gjennomsnittlig Klassifikasjons- Resultat %	Økning	KHAT
1	H	62,34		
2	ASPRE1_S	62,77	0,43	0,04

Tabell 7.9. Parametrene i den trinnvise klassifikasjonen av 6 vegetasjonstyper med apriorisannsynlighet lik fordelingen av vegetasjonstypene i treningsområdet.

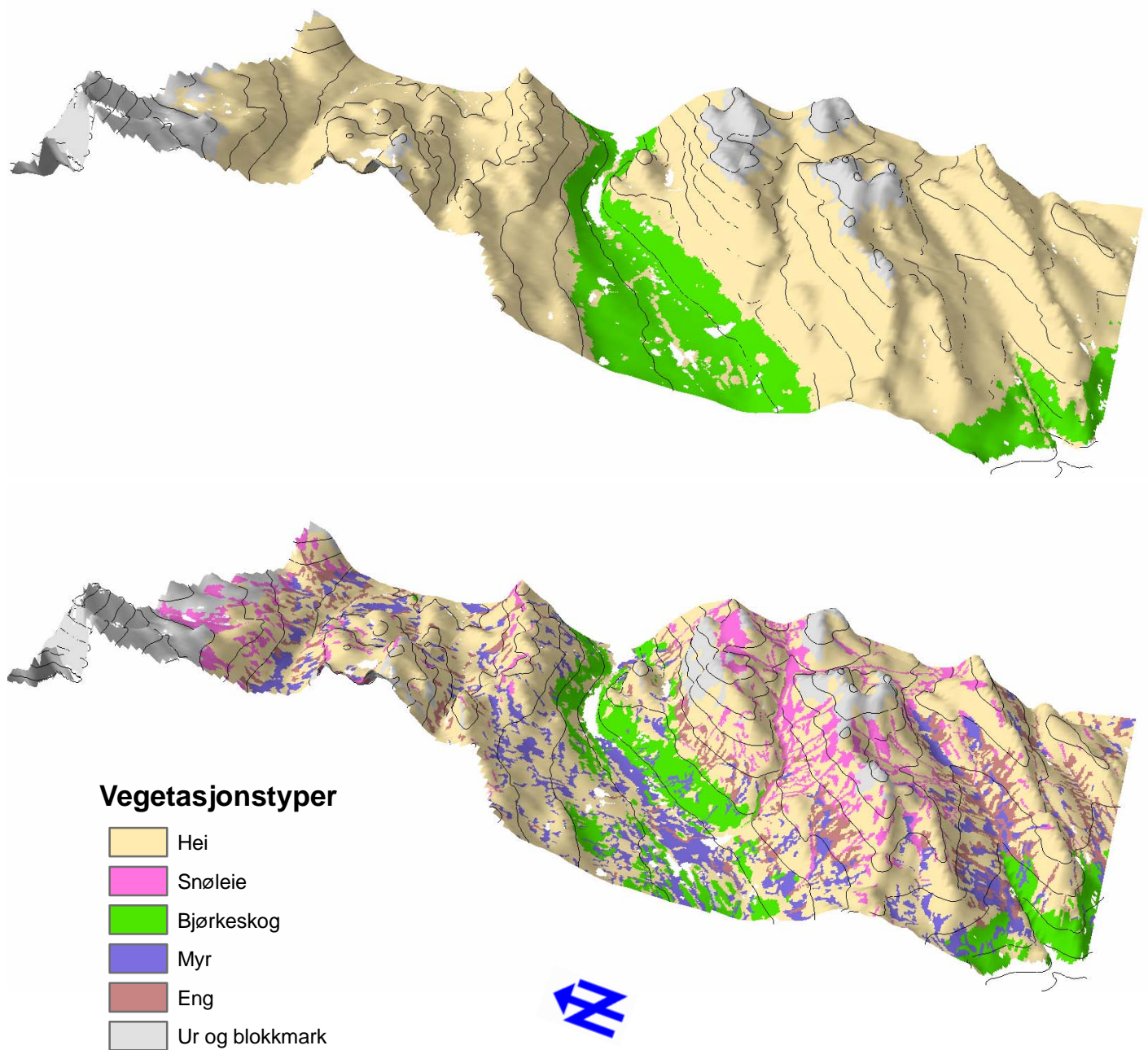
	Referansedata							
Klasser	Hei	Snøleie	Bjørkesk	Myr	Eng	Ur+blokk	Sum	Bruker%
Hei	80472	12615	2887	11533	10530	4739	122776	65,54
Bjørkeskog	7628	7	10544	5344	623	85	24231	43,51
Ur og blokkmark	3275	2110	0	0	0	12468	17853	69,84
Sum	91375	14732	13431	16877	11153	17292	*164860	-----
Prod%	88,07	0	78,5	0	0	72,10	-----	**103484
Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet: 62,77%								
KHAT: 0,040								
Var(KHAT): 0,00000385								
*) Antall observasjoner, **) Sum av diagonalen								

Tabell 7.10. Feilmatrix av styrt klassifikasjon av 6 vegetasjonstyper med apriorisannsynlighet lik fordelingen av vegetasjonstypene i treningsområdet.

I det endelige klassifikasjonsresultatet var det, som i tilfellet med lik apriorisannsynlighet, kun klassene *hei*, *ur og blokkmark* og *bjørkeskog* som kom med. Antall celler i hver celle var omtrent det som i forrige tilfelle, bortsett fra *ur og blokkmark* som ble representert med nesten dobbelt så mange celler som forrige gang. Alle disse tre vegetasjonstypene ble i dette tilfellet

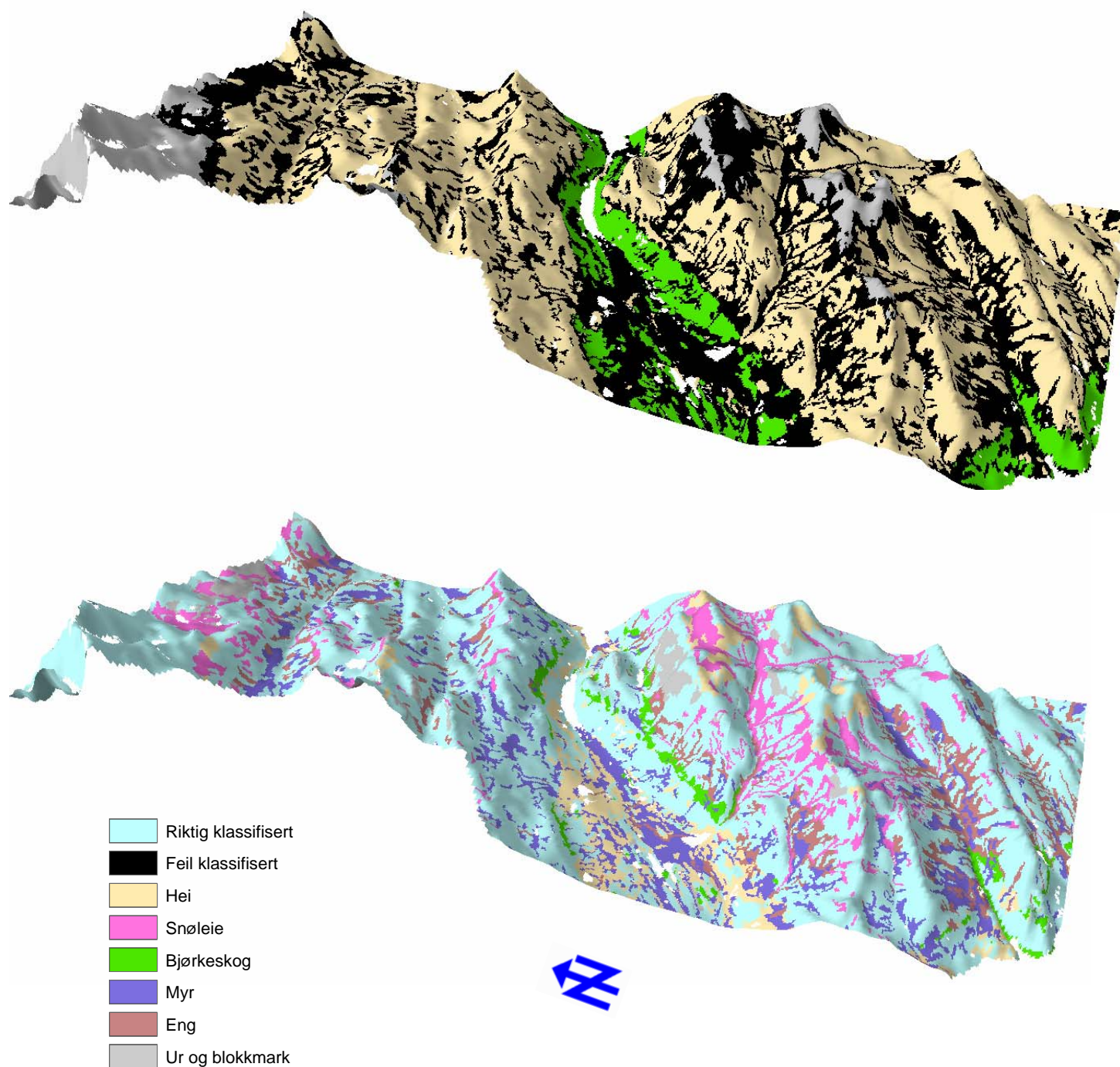
bedre klassifisert, og klassifikasjonsnøyaktighetene for hver klasse var mye jevnere. Best klassifisert ble *hei* (produksjonsnøyaktighet 88,07%, brukernøyaktighet 69,84%) og *ur og blokkmark* (produksjonsnøyaktighet 72,10% og brukernøyaktighet 65,54%). Alle vegetasjonstyper, bortsett fra *ur og blokkmark*, ble for det meste klassifisert som *hei*. I motsetning til i tilfellet med lik apriorisannsynlighet, stemmer i dette tilfellet rundt halvparten av cellene til hver av de tre vegetasjonstypene i det klassifiserte kartet med referansekartet.

Det resulterende kartet bærer veldig preg av å være inndelt i høydesoner, med *bjørkeskog* nederst, *hei* i de mellomliggende områdene, og *ur og blokkmark* på fjelltoppene (figur 7-12, øverst). Rygger, fjelltopper og dalsider ble jevnt over godt klassifisert, mens dalbunner/raviner, bratte dalsider med *ur og blokkmark* og flatere områder høyt oppe ble dårligst klassifisert (figur 7-13).



*Figur 7-12. Resultater av styrt klassifikasjon med 6 vegetasjonstyper med sannsynlighet lik fordelingen i treningsområdet. Øverst: Klassifikasjonsresultatet. Nederst: Testområdet med de korrekte vegetasjonstypene.*





Figur 7-13 . Resultater av styrt klassifikasjon med 6 vegetasjonstyper med sannsynlighet lik fordelingen i treningsområdet. Øverst: Cellene som ble riktig klassifisert, med de korrekte vegetasjonstypene. Nederst: Cellene som ble feil klassifisert, med de korrekte vegetasjonstypene.

### 7.2.5 Beste parameter til å klassifisere hver vegetasjonstype

13 vegetasjonstyper					6 vegetasjonstyper				
Vegetasjonstype	Parameter	Prod%	Bruker%	Sum%	Vegetasjonstype	Parameter	Prod%	Bruker%	Sum%
Lavhei	ARYL	100	22,6	122,6	Hei	MHRY	89,29	71,47	160,76
Mosesnøleie	-----	-----	-----	-----	Snøleie	SPI_S	0,60	10,62	11,22
Blåbærbjørkeskog	H	73,28	19,55	92,83	Bjørkeskog	H	76,0	41,67	117,67
Reinrosehei	WPL_S	4,36	4,11	4,47	Myr	W	7,8	25,82	33,62
Rishei og alpin røsslynghei	W_S	12,59	23,71	36,3	Eng	-----	-----	-----	-----
Lav- og lyngrik bjørkeskog	H_M	0,67	11,34	12,01	Ur og blokkmark	MHRY	79,32	70,6	149,92
Myr	W_M	6,42	38,67	45,09					
Engbjørkeskog	PARY	1,69	2,45	4,14					
Grassnøleie	SPIHL_S	1,91	4,43	6,34					
Tørrgrashei	H_M	68,99	50,35	119,34					
Lågurteng	-----	-----	-----	-----					
Høgstaudeeng	-----	-----	-----	-----					
Ur og blokkmark	MHRY	81,67	67,4	149,07					

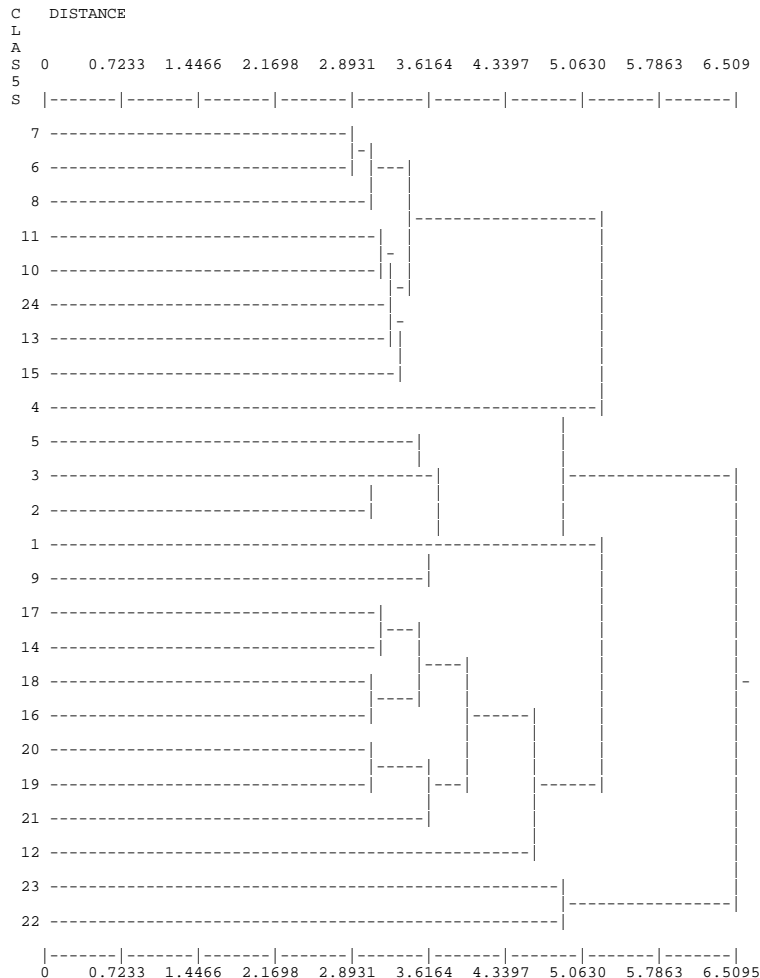
Tabell 7.11. Beste parameter til å klassifisere hver enkelt vegetasjonstype.

Tabell 7.11 viser hvilke parametre som var best til å klassifisere hver vegetasjonstype. Det var ikke mulig å få noe resultat for vegetasjonstypene *mosesnøleie*, *lågurteng*, *høgstaudeeng* og *eng*. Det var kun *profilparametre*, *snøpotensialeindekser*, *høydeparametre* og *wetnessindekser* som var best til å klassifisere hver av vegetasjonstypene. Parameteren høyde (H) gikk igjen to ganger, og midlet høyde fra celle til nærmeste rygg (MHRY) gikk igjen tre ganger.

## 7.3 Ikke-styrt klassifikasjon

I den ikke-styrte klassifikasjonen ble valgt å bruke de parametrene som ga best resultat i den trinnvise klassifikasjonsprosedyren av 13 vegetasjonstyper, der det ble antatt at hver vegetasjonstype hadde lik sannsynlighet. En av disse parametrene, *asprel\_snl*, kunne imidlertid ikke tas med i de videre beregningene fordi den ga singulære klasser. Årsaken er trolig at denne parameteren har få verdier i forhold til antall celler.

Signaturfilen som ga dendrogrammet (figur 7.14) med de største avstandene hadde 24 geometriske klasser og ble brukt i det videre arbeidet. Den trinnvise sammenslåingen av disse klassene resulterte i 23 ulike signaturfiler med 2 til 24 klasser. De påfølgende klassifikasjonene viste at det var dårlig sammenheng mellom de geometriske klassene og vegetasjonsklassene. Det var vanskelig å tillegge de geometriske klassene noen bestemte vegetasjonsklasser. Hver geometriske klasse var representert av flere vegetasjonsklasser, og hver vegetasjonsklasse var representert av flere geometriske klasser.

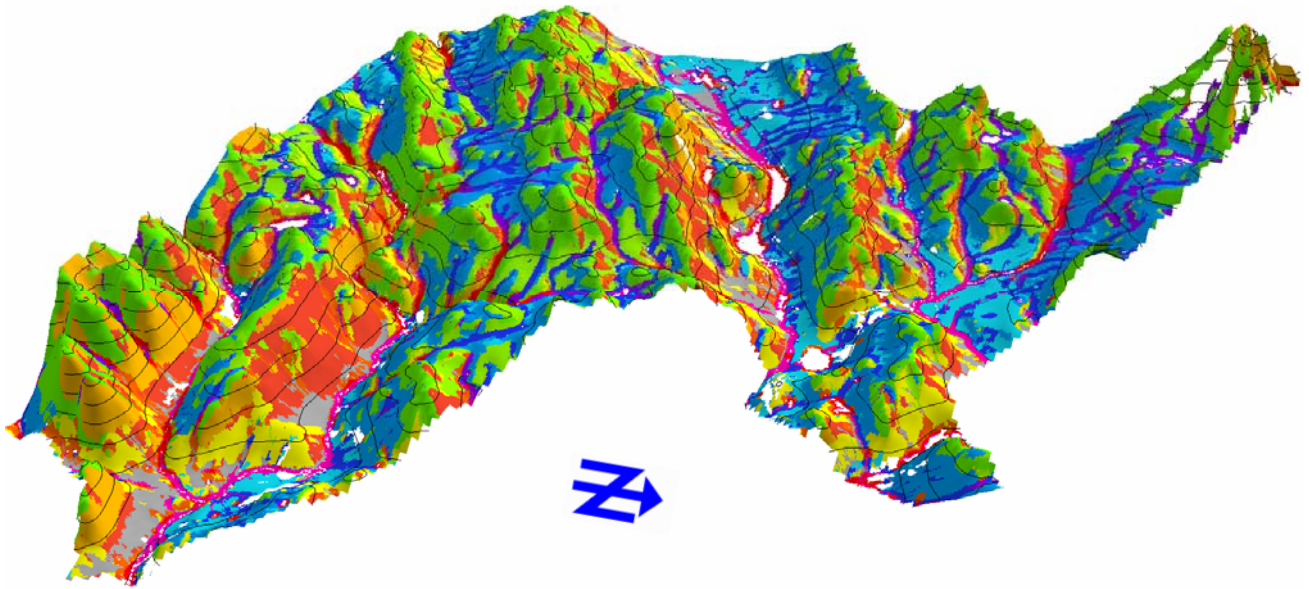


Figur 7-14. Dendrogrammet som ga størst separabilitet mellom naturlige grupperinger i eigensapsrommet i forbindelse med ikke-styrt klassifikasjon.

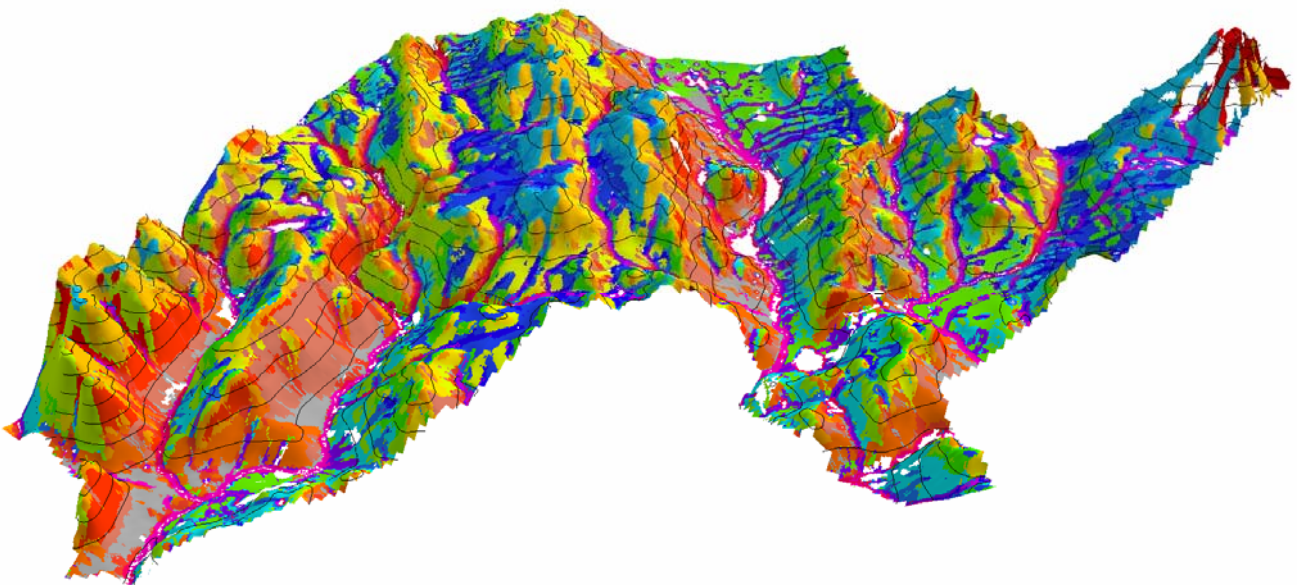
Det ble likevel forsøkt å tillegge hver vegetasjonsklasse en eller flere geometriske klasser, men det viste seg at det ga bedre klassifikasjonsnøyaktighet å ikke tillegge geometriske klasser til alle vegetasjonstypene. Dette skyldes at særlig klassene *hei* og *lavhei* for henholdsvis 6 og 13 vegetasjonstyper er så dominerende i forsøksområdet. Ved å tillegge alle de 24 (13) geometriske klassene kun vegetasjonstypen *hei* (*lavhei*) ble den gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktigheten på hele 57,7% (23,7%). Det var derfor bedre å starte opp med bare denne vegetasjonstypen, og så trinnvis legge til nye vegetasjonstyper som eventuelt kunne føre til enda bedre klassifikasjonsnøyaktigheter. Figur 7-17 viser klassifikasjonsresultatene og tillegg 9 feilmatrixene som var utgangspunkt for reklassifisering av de geometriske klassene både for 13 og 6 vegetasjonstyper. De få geometriske klassene som ikke besto mest av *hei* (*lavhei*) kunne tillegges andre vegetasjonsklasser. Denne framgangsmåten førte til at det stort sett kun var de største vegetasjonsklassene som ble med i de endelige resultatene. Dette ga likevel de beste klassifikasjonsresultater som en kan oppnå med utgangspunkt i 24 (13) geometriske klasser.

For tilfellet med 13 vegetasjonstyper førte metoden til at bare 5 vegetasjonstyper kom med i klassifikasjonsresultatet, med beste gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktighet på 27,22% (tabell 7.12). Dette er de 5 vegetasjonstypene som har flest celler i forsøksområdet. *Lavhei*, som er den største vegetasjonstypen, ble best klassifisert. Nest best ut kom klassene *ur og blokkmark* og *tørrgrashei*, mens *myr* og *rishei og alpin røsslynghei* ble omtrent like dårlig klassifisert. I klassen *lavhei* ble over halvparten av cellene riktig klassifisert, mens for de andre fire klassene gikk det mindre bra. For klassen *rishei og alpin røsslynghei* havnet halvparten av cellene i klassen *lavhei*, mindre enn en fjerdedel av cellene havnet i riktig klasse. Også når det gjaldt klassene *myr* og *tørrgrashei* var det flere celler som ble klassifisert til klassen *lavhei* enn til riktig klasse. For *ur og blokkmark* havnet over halvparten av cellene i klassen *tørrgrashei*, og her havnet det også flere celler i klassen *lavhei* enn i riktig klasse. Samtlige klasser besto av mer enn 55% celler fra andre klasser. Dårligst an lå klassen *myr* hvor så mye som nesten 80% tilhørte andre klasser, mens klassen *ur og blokkmark* kom best ut med 56% celler tilhørende andre klasser. Fordelingen av vegetasjonstypene i klassifikasjonsresultatet så ut til å følge et mønster. *Tørrgrashei* og *ur og blokkmark* lå begge høyest i terrenget, med *ur og blokkmark* typisk i nordvendte skråninger. Dette stemmer ikke helt bra med virkeligheten da *ur og blokkmark* nesten alltid ligger høyere enn *tørrgrashei* i terrenget, og det er kun ved Falketind at *ur og blokkmark* har preferanse for nordlige skråninger. *Lavhei* lå et nivå lavere enn disse to vegetasjonstypene. Lavest i terrenget var *myr* og *rishei og alpin røsslynghei*. *Rishei og alpin røsslynghei* fulgte i stor grad dalene, mens *myr* så ut til å følge et slags elvemønster- noe det gjør flere steder i forsøksområdet. Kartet nederst i figur 7-17 over hvilke celler som ble riktig og feil klassifisert viser ikke noe klart mønster, bortsett fra at de største områdene som ble best klassifisert var bratte steder med *ur og blokkmark*.










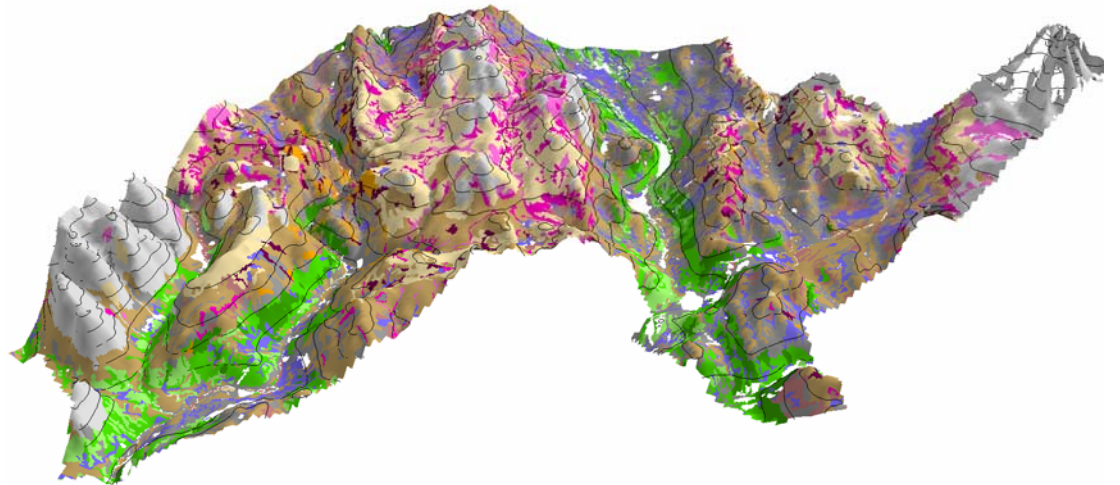
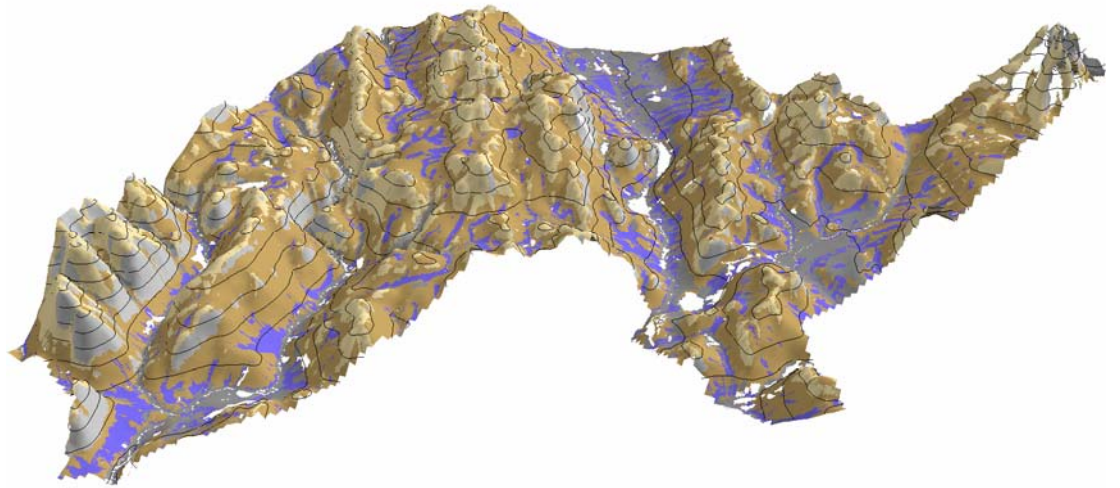
*Figur 7-15. 13 geometriske klasser som utgangspunkt for ikke-styrt klassifisering av 13 vegetasjonstyper.*





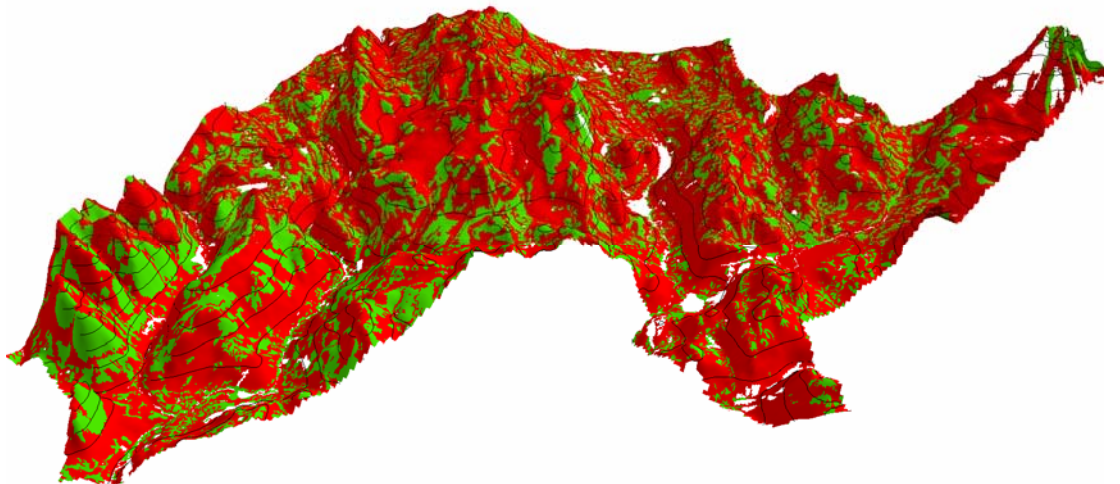
*Figur 7-16. 24 geometriske klasser som utgangspunkt for ikke-styrt klassifisering av 6 vegetasjonstyper.*

**Vegetasjonstyper**

-  Lavhei
-  Mosesnøleie
-  Blåbærbjørkeskog
-  Reinrosehei
-  Rishei og alpin røsslynghei
-  Lav- og lyngrik bjørkeskog
-  Myr
-  Engbjørkeskog
-  Grassnøleie
-  Tørrgrashei
-  Lågurteng
-  Høgstaudeeng
-  Ur og blokkmark



-  Feil klassifisert
-  Riktig klassifisert

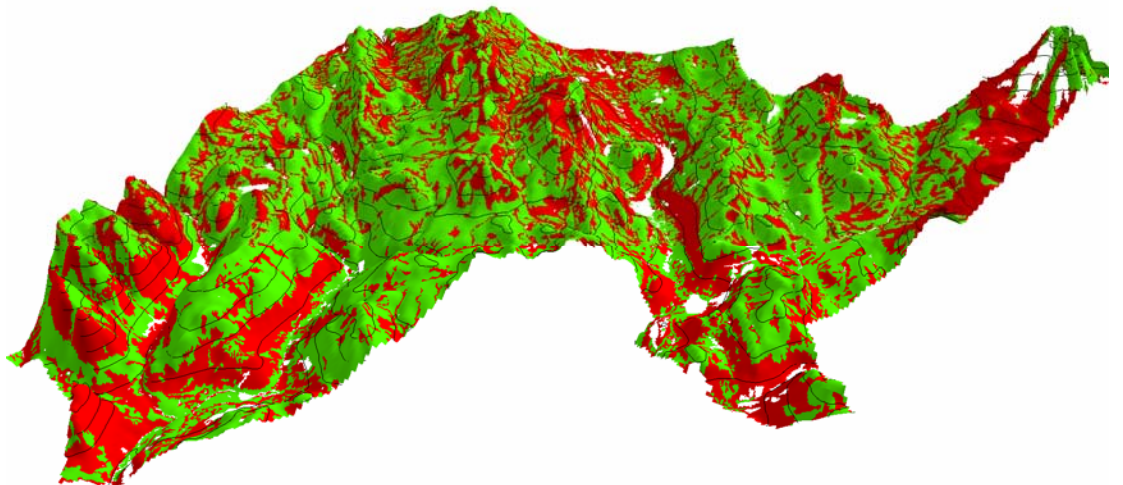
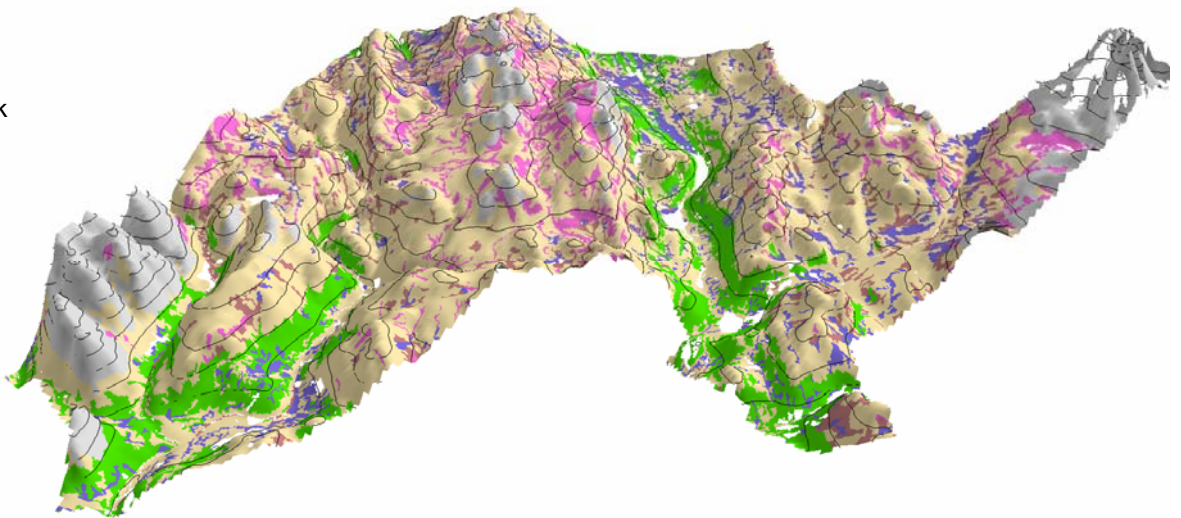
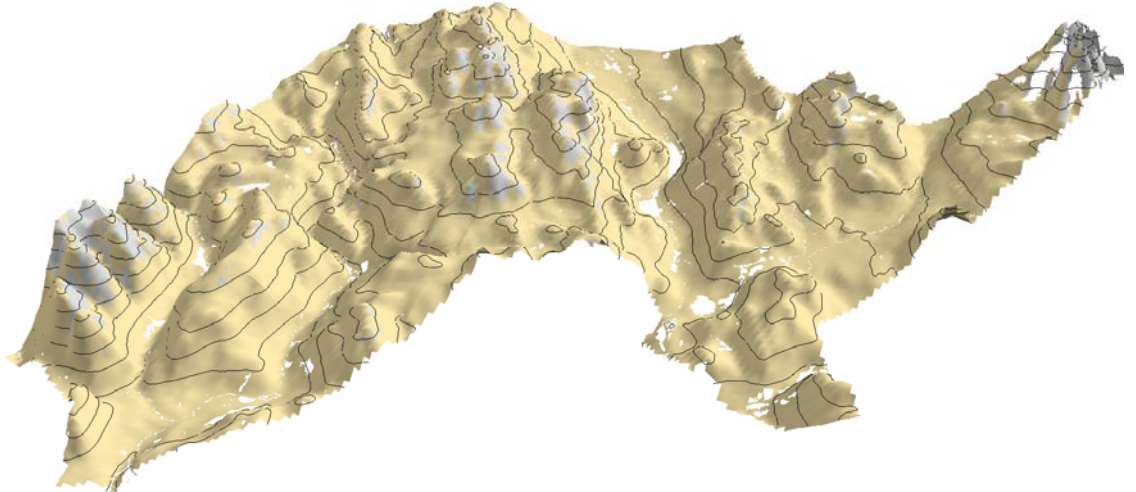


Figur 7-17. Ikke-styrt klassifikasjon med 13 vegetasjonstyper. Øverst: Klassifikasjonsresultatet. I midten: De korrekte vegetasjonstypene. Nederst: Oversikt over hvilke piksler som er feil og riktig klassifiserte.



### Vegetasjonstyper

- Hei
- Snøleie
- Bjørkeskog
- Myr
- Eng
- Ur og blokkmark



- Feil klassifisert
- Riktig klassifisert

Figur 7-18. Ikke-styrt klassifikasjon med 6 vegetasjonstyper. Øverst: Klassifikasjonsresultatet. I midten: De korrekte vegetasjonstypene. Nederst: Oversikt over hvilke piksler som er feil og riktig klassifiserte.

Referansedata														
Klasser	Lavhei	Mose- snøleie	Blåbær- bjørke- skog	Rein- rose- hei	Rishei og alpin røsslynghei	Lav – og lyngrik bjørkeskog	Myr	Eng- bjørke- skog	Gras- snøleie	Tørr- grashei	Lågurt eng	Høg- staude-eng	Ur og blokkmark	Sum Bruker%
Lavhei	44395	5636	11747	1516	29139	4809	9926	6250	9233	29461	2585	9105	7665	171467
Rishei og alpin røsslynghei	7735	218	4036	531	12929	2099	7360	1521	347	411	65	3232	844	41328
Myr	6933	826	2627	38	8828	2029	8269	1217	1455	2840	416	3320	158	38956
Tørrgrashei	17144	1856	1276	813	6065	495	197	788	1803	18360	755	536	16617	66705
Ur og blokkmark	3164	581	867	321	1266	200	4	432	471	1131	34	308	7022	15801
Sum	79371	9117	20553	3219	58227	9632	25756	10208	13309	52203	3855	16501	32306	*334257
Prod%	55,93	0	0	0	22,20	0	32,11	0	0	35,17	0	0	21,74	-----
Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet: 27,22%														
KHAT: 0,104														
Var(KHAT): 0,00000105														
*) Antall observasjoner, **) Sum av diagonalen														

Tabell 7.12. Feilmatrise av resultatet av ikke-styrt klassifikasjon av 13 vegetasjonstyper.

Figur 7-18, øverst, viser klassifikasjonsresultatet av 6 vegetasjonstyper. Det var kun klassene *hei* og *ur og blokkmark* som kom med i det endelige resultatet, det vil si den største og den tredje nest største klassen i forsøksområdet (tabell 7.13). Av disse to klassene ble klassen *hei* best klassifisert. Nesten alle celler fra referansekartet i klassen *hei* ble riktig klassifisert, samtidig som 40% av cellene i denne klassen i resultatkartet besto av celler fra andre klasser. For klassen *ur og blokkmark* havnet de fleste cellene i klassen *hei*, og også 40% av denne klassen i resultatkartet besto av celler som tilhørte andre klasser. Den gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktigheten på 59,31% var mye høyere enn for tilfellet med 13 vegetasjonstyper. Nesten hele det klassifiserte kartet besto av *hei*. Dette stemmer ikke så aller verst med det originale kartet, siden over halvparten av forsøksområdet består av heisamfunn. *Ur og blokkmark* fantes kun i de høyereliggende områdene, noe som stemmer godt overens med virkeligheten. Kartet nederst i figur 7-18 viser at de flate, lavereliggende områdene og bratte skråninger i mellomliggende områder ble dårligst klassifisert, dvs. hovedsakelig arealer med de vegetasjonstypene som ikke kom med i det klassifiserte kartet.

	Referansedata							
Klasser	Hei	Snøleie	Bjørkesk	Myr	Eng	Ur+blokk	Sum	Bruker (%)
Hei	189185	20577	40185	25750	20621	23248	319206	59,27
Ur og blokkmark	3835	1849	208	6	95	9058	15051	60,18
Sum	193020	22426	40393	25756	20356	32306	*334257	-----
Prod%	98,01	0	0	0	0	28,04	-----	**198243
Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet: 59,31%								
KHAT: 0,084								
Var(KHAT): 0,00000443								
*) Antall observasjoner, **) Sum av diagonalen								

Tabell 7.13. Feilmatrise av resultatet av ikke-styrt klassifikasjon av 6 vegetasjonstyper.

## 7.4 Statistiske analyser

Tillegg 8 viser resultatet av variansanalysen. Tabellen er sortert slik at den starter med parameteren med høyeste F-verdi. I følge denne tabellen er, uten unntak, midlede varianter av parametrene bedre til å skille mellom vegetasjonstypene enn de originale parametrene. Dette er også i flere av tilfellene synlig av boksplottene (tillegg 5), og da særlig for aspektparametrene. Stort sett er også standardavvik dårligere til å skille mellom vegetasjonstypene enn originale og midlede varianter av parametrene, noe som også kan sees av boksplottene. De parametrene som når høyest opp i tabellen er tre høydeparametre. Også midlede varianter av wetnessindeks, ruhet og helning når høyt opp. Disse skiller seg også ut i boksplottene. Dårligst er avstandsparametrene og aspektparametre. Det er stor forskjell på hvor gode parametrene er i å skille mellom vegetasjonsklassene, men for alle parametrene er det mye større forskjeller i verdiene mellom enn innenfor vegetasjonsklassene.

Ved sammenligning mot klassifikasjonsresultatene i tabell 7.2 sammenlignes det bare mot de varianter av parametrene som ikke er logtransformerte. Dette fordi det i variansanalysen ikke ble tatt med logtransformerte parametre. De tre parametrene som i følge tabellen skiller best

mellom vegetasjonsklassene, midlet høyde ( $H_M$ ), høyde ( $H$ ) og gjennomsnittlig høyde fra celle til nærmeste rygg (MHRY), er de samme som best klassifiserte 13 vegetasjonstyper (uansett hvilke apriorisannsynligheter), og 6 vegetasjonstyper med apriorisannsynlighet lik fordelingen i treningsområdet (tabell 7.2). Disse tre høydeparametrene var også blant de beste til å klassifisere 6 vegetasjonstyper med lik apriorisannsynlighet. Boksplottene viser også at disse parametrene best skiller mellom vegetasjonstypene.

For de andre parametrene var det ikke så god sammenheng mellom variansanalyser og klassifikasjonsnøyaktigheter. Midlet wetnessindex ( $W_M$ ) og midlet ruhet ( $RU_M$ ) som begge i følge ANOVA skiller godt mellom vegetasjonsklassene, ga middels gode klassifikasjonsresultater. Parametrene midlet topografisk indeks ( $TI_M$ ), standardavvik av høyde ( $H_S$ ), helning (HELN), og topografisk indeks (TI) kommer ganske høyt opp på lista, men er middels gode til å klassifisere. Wetnessindeks ( $W$ ) som er en av de beste til å klassifisere 13 vegetasjonstyper med lik apriorisannsynlighet kommer litt ned på ANOVA-tabellen. Middelverdi av helning fra celle til nærmeste rygg (MHLRY), som var en av de beste parametrene til å klassifisere 13 og 6 vegetasjonstyper med apriorisannsynlighet lik fordelingen i treningsområdet, kom omtrent midt på lista. Begge avstandsparametrene ga gode klassifikasjonsresultater for 6 vegetasjonstyper, men er i følge variansanalysen de dårligste parametrene til å skille mellom vegetasjonstypene. Dette framkommer også av boksplottene. Imidlertid kom aspekt for vind (ASPRE2) og midlet variant av denne (ASPRE2\_M) nesten helt nederst på ANOVA-tabellen, samtidig som de også ga noen av de dårligste klassifikasjonsresultatene. Standardavvik av kurvatur ( $K_S$ ) var den som dårligst klassifiserte 13 vegetasjonstyper med apriorisannsynlighet lik fordelingen i treningsområdet, men denne kom omtrent midt på ANOVA-tabellen. Aspektparameteren for innstråling (ASPRE1), kom nesten helt nederst på ANOVA-tabellen, men var en av de som best klassifiserte 13 vegetasjonstyper med lik apriorisannsynlighet. ASPRE1 og ASPRE2 ser ut fra boksplottene til å skille dårlig mellom vegetasjonstypene, men det skyldes at disse to parametrene bare kan anta fem ulike verdier. De midlede variantene av de to aspektparametrene skiller i følge boksplottene mye bedre mellom vegetasjonstypene. Kurvaturene ( $K$ ,  $PLK$  og  $PRK$ ) er blant de som kommer lavest på ANOVA-tabellen. Dette skyldes nok i stor grad, som boksplottene viser, at disse parametrene har liten forskjell i medianene, siden verdiene varierer rundt null.

## Kapittel 8:

### Diskusjon

#### 8.1 Høydemodell

Kvaliteten av en høydemodell er svært avhengig av kvaliteten på inndataene, det vil i dette tilfellet si kvaliteten på koter, elver og vannkonturer. Selv de mest avanserte interpolasjonsteknikkene vil gi et dårlig resultat dersom grunnlagsdataene er dårlige. Feil i høydemodeller forsterkes når førstederiverte og andrederiverte beregnes. De største problemene oppstår ved beregning av sekundære attributter. Eksempelvis er indisier for fuktighet veldig følsomme overfor feil i høydedata i flate områder (Wilson & Gallant 2000). Selv om feil i grunnlagsdataene som brukt i denne oppgaven blir sjekket og rettet, vil de ikke kunne gi en 100% korrekt representasjon av virkeligheten, og en må derfor forvente at små avvik kan ha manifestert seg som mindre feil i terrengparametrene.

Skala av kildedataene bør være bestemmende for valg av oppløsning for genererte høydemodeller, og skalaer for digitale høydemodeller bør matche naturlige skalaer av terrengavhengige applikasjoner (Hutchinson & Gallant 2000). Det er ikke sikkert at den valgte oppløsningen på 50 m er en optimal oppløsning. Andre oppløsninger ville kunne gi andre verdier av terrengparametrene. Tidligere forskning viser at reduksjon i oppløsningen gir lavere verdier i midlede helninger og standardavvik av helninger, dvs. en utglating av terrenget (Moore et al. 1993). Store elementer kan ikke fremstille den samme detaljgraden som det mindre elementer kan. Korte, bratte og små topografiske objekter har en tendens til å forsvinne med større gridceller (Wilson et al. 2000). Mengden informasjon avtar med økende elementstørrelse (Wilson & Galant 2000). Derfor bør elementstørrelsen være liten dersom terrengparametrene skal kunne gi en mest mulig riktig representasjon av de reelle forholdene. Det er likevel begrensninger for hvor små celler som er hensiktsmessig. Noen steder er det svært bratt. Her ville svært små elementstørrelser gi den beste kvaliteten. Ved en endring i skalaen vil en forbedring av klassifikasjonsresultatene trolig være størst ved en mindre nedgang av cellestørrelsen, f. eks. fra 50 m til 30 m. En endring fra 30 m til 10 m vil nok ikke gi den samme forbedringen, fordi det er begrenset hvor mye informasjonsinnholdet vil øke med avtagende cellestørrelse, særlig gjelder det der det er flatt. Med hele høydemodellen i en mye høyere oppløsning enn 50 m ville den bli stor og tung og jobbe med i alle funksjonene og programmene den skulle brukes i. Det beste hadde vært om det var mulig å bruke forskjellig oppløsning i modellen, avhengig av hvor bratt terrenget er. En oppløsning for hele modellen på 25 m ville trolig gi bedre klassifikasjonsresultater, samtidig som modellen ikke ville vært altfor tung å jobbe med. Også interpolasjonsmetoden har betydning for kvaliteten av en høydemodell. Som kontrollen med å generere koter ut fra høydemodellen i avsnitt 7.1.3 viser, klarer selv ikke en så god interpolasjonsmetode som ANUDEM å generere en perfekt høydemodell.

## 8.2 Styrt klassifikasjon

### 8.2.1 Valg av terrengparametre i de trinnvise klassifikasjonsprosedyrene

Flere av de parametrene som ble valgt ut av de trinnvise klassifikasjonsprosedyrene er parametre som en lett kan forstå vil ha innvirkning på vegetasjonsfordelingen. Den parameteren som fikk størst uttelling er naturlig nok høyde (H og H\_M). Den faktoren som varierer mest med høyden er temperaturen. Det er derfor trolig temperatures rolle i vegetasjonsmønsteret som manifesterer seg gjennom denne parameteren.

Flere av de resterende parametrene i tilfellet for 13 vegetasjonstyper uten bruk av apriorisannsynligheter reflekterer fuktighetsforholdene i bakken gjennom wetnessindekser. En kunne tro at disse ville være godt korrelerte med hverandre, men det eneste paret som er godt korrelerte er wetnessindeks (W) og midlet wetnessindeks (W\_M) med en korrelasjonskoeffisient på 0,7 (tillegg 7). Når begge disse to parametrene kommer med må det skyldes den store betydningen fuktigheten i bakken har å si for fordelingen av plantesamfunnene på Dovre. Standardavvik av wetnessindeks (W\_S) er et mål på hvor stor variasjonen i fuktigheten er rundt hvert piksel. Når denne har et større bidrag i klassifikasjonen enn de andre wetnessparametrene, kan det tyde på at den romlige variasjonen i jordvann har større betydning enn selve mengden med jordvann for vegetasjonsmønsteret. Parameteren wetnessindeks \* plankurvatur (WPL\_M) ble valgt ut før wetnessindeks (W) og midlet wetnessindeks (W\_M). Dette er trolig fordi WPL\_M er en parameter som gir enda sterkere uttrykk for fordelingen av fuktighet i jorda enn de to andre parametrene. Plankurvatur er også med på å bestemme vanninnholdet i tillegg til selve wetnessindeksen. Midlet wetnessindeks (W\_M) gir også et sterkt bidrag til gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet (økte denne med 4,39%), og er tydeligvis bedre enn wetnessindeks (W).

I den trinnvise klassifikasjonsprosedyren for 13 vegetasjonstyper med bruk av apriorisannsynligheter var det kun en av wetnessparameter som kom med, derimot hadde parametre som styrer innstråling mer betydning her. Den ene av disse er standardavvik av aspekt for innstråling (ASPRE1\_S). Dette var den parameteren som valgt ut som nummer to, og kan derfor tyde på at en rekke vegetasjonstyper har et avgrenset toleranseområde overfor romlig variasjon i innstråling. En ellers viktig årsak til at denne ble valgt som nummer to er at den overhode ikke er korrelert med høydeparameteren som ble valgt ut først, og derfor vil kunne gi et viktig bidrag til klassifikasjonsnøyaktigheten.

I begge klassifikasjonstilfellene for 13 vegetasjonstyper var det en snøpotensialeparameter med. I tilfellet uten bruk av apriorisannsynligheter var det den logtransformerte varianten av midlet snøpotensialeindeks \* helning (SPIHL\_ML) som kom med, mens det i tilfellet med apriorisannsynligheter var standardavvik av topografisk indeks (TI\_S) som ble med. Dette kan tyde på at både selve snødybden og den romlige variasjonen i snødybden er god til å skille mellom vegetasjonstypene. Som boksplottene i tillegg 5 viser, har for eksempel klassene *blåbærbjørkeskog* og *ur og blokkmark* langt større variasjon i topografisk indeks enn det *myr* har. At noen former for terrengparametre ikke kom med kan skyldes god korrelasjon med de parametrene som først ble valgt ut. Parametrene ruhet og helning skiller i følge ANOVA veldig godt mellom vegetasjonstypene, men er også veldig godt korrelerte med standardavvik av høyde, og kom nok p.g.a. dette ikke med i de trinnvise klassifikasjonene.



I begge klassifikasjonstilfeller for 6 vegetasjonstyper ble standardavvik av aspekt for innstråling valgt ut. I tilfellet uten bruk av apriorisannsynligheter var også dette den eneste parameteren som ble valgt ut, da som logtransformert. Årsaken til at det var standardavvik av aspekt for innstråling og ikke for vindretning som ble valgt ut i den trinnvise klassifikasjonsprosedyren skyldes trolig verdiene for de to aspektparametrene og topografien i området. Standardavvik av aspekt for innstråling var nok den som ga best klassifikasjonsresultat fordi denne parameteren er best til å skille de tre største vegetasjonsklassene. Grunnen til at maksimum to terrengparametre kom med i klassifikasjonene med 6 vegetasjonstyper er trolig at disse terrengparametrene ga så høye klassifikasjonsnøyaktigheter at det var vanskelig å få til høyere nøyaktigheter ved å tillegge flere parametre. Dessuten vil en rekke av de andre parametrene være korrelert med de som ga best klassifikasjonsnøyaktighet, og derfor ikke kunne bidra mye til klassifikasjonsresultatene.

## 8.2.2 13 vegetasjonstyper

Årsaken til at ur og blokkmark, tørrgrashei og lavhei ble best klassifisert er mye at disse tre vegetasjonstypene er best representert i treningsområdene, og derfor får bedre signaturer. En annen viktig årsak er disse klassenes avhengighetsforhold til de valgte terrengparametrene. Utbredelsen av ur og blokkmark, som ble best klassifisert, er mye bestemt av høyden. Over en bestemt høyde finnes det faktisk kun ur og blokkmark, slik at over denne høyden er det kun ur og blokkmark klassifikasjonsalgoritmen har mulighet til å velge ut. Wetnessparametre går igjen, og både tørrgrashei og lavhei påvirkes mye av disse parametrene ved at de vokser der hvor det er tørt. En annen parameter som kom med både i tilfellet med bruk av apriorisannsynlighet og i tilfellet uten apriorisannsynlighet er standardavvik av høyde. Standardavvik av høyde er et mål på helning. Ur og blokkmark er stort sett å finne i svært bratt terreng. Bidraget til standardavvik av høyde kan derfor være med på å forklare hvorfor ur og blokkmark ble godt klassifisert i bratt terreng i mellomalpin sone.

Klassen *rishei* og *alpin røsslynghei* var den 4. best representerte klassen i treningsområdet, og dette reflekteres av klassifikasjonsresultatene, men det er likevel stor forskjell i klassifikasjonsnøyaktighet mellom denne typen og de som ble best klassifisert. *Rishei* og *alpin røsslynghei* er to vegetasjonssamfunn med ulike krav til fuktighet. *Rishei* er typisk der det er moderat vannforsyning, mens *alpin røsslynghei* er knyttet til veldrenert mark. Siden tilgangen på vann er av stor betydning for vegetasjonsmønsteret i forsøksområdet er det mulig at sammenslåingen av disse to vegetasjonstypene ikke er heldig for klassifikasjonsresultatene.

Årsaken til at bjørkeskogene ble dårlig klassifiserte, kan i tillegg til kulturell påvirkning og klimatiske forhold være at de har forholdsvis få celler i treningsområdet. Årsaken kan i hvert fall ikke være mangel på avhengighetsforhold til høydeparametrene, for bjørkeskogene er kun å finne i et avgrenset høydebelte. Bjørkeskogene og seks andre klasser ble bedre klassifisert i tilfellet uten enn med bruk av apriorisannsynlighet. Utbredelsen av *engbjørkeskog* og *lav-og lyngrik bjørkeskog* er svært avhengig av tilgangen til jordvann, og siden det var så mange wetnessparametre i tilfellet uten bruk av apriorisannsynligheter kan dette være med på å forklare hvorfor *engbjørkeskog* og *lav-og lyngrik bjørkeskog* ble bedre klassifisert uten bruk av apriorisannsynligheter.

Det store bidraget til wetnessparametre kan også være med på å forklare hvorfor flere av de andre klassene ble bedre klassifisert uten bruk av apriorisannsynligheter. Dette gjelder særlig

*myr*, *høgstaudeeng*, *mosesnøleie* og *tørrgrashei* som har utbredelser som er veldig avhengig av vanninnholdet i bakken. *Reinrosehei* ble ganske bra klassifisert i forhold til antall celler den har i treningsområdet. Denne vegetasjonstypen vokser der det er tørt, slik at wetnessindeksene vil ha positiv virkning på klassifikasjonsnøyaktighetene til denne klassen.

Klassifikasjonsforbedringen fra tilfellet uten bruk av apriorisannsynligheter til tilfellet med bruk av apriorisannsynligheter kan i stor grad forklares med økt produksjonsnøyaktighet for noen av vegetasjonstypene. De to vegetasjonstypene som fikk størst produksjonsnøyaktighet i tilfellet med bruk av apriorisannsynligheter var *lavhei* og *tørrgrashei*, og produksjonsnøyaktigheten for disse to var lange større i tilfellet med enn uten bruk av apriorisannsynligheter. Noe av årsaken til de økte produksjonsnøyaktighetene er at de to typene ble veldig overrepresentert i det klassifiserte kartet i forhold til virkeligheten.

Siden høyden alene klassifiserte tilfellet med bruk av apriorisannsynligheter mye bedre enn tilfellet uten bruk av apriorisannsynligheter, er det en mye tydeligere høydesonering i det førstnevnte tilfellet. De cellene som ble feil klassifisert ble som regel klassifisert til en av de vegetasjonstypene som romlig ligger nærmest i referansekartet. Dette er fordi vegetasjonstyper som er i nærheten av hverandre vil ha lignende geometrisk signatur. Det var for eksempel mye *rishei* og *alpin røsslynghei* som ble klassifisert som *myr* og *lavhei* og mye *lav-* og *lyngrik bjørkeskog* som ble klassifisert som *myr*. Samtidig var det sjeldent at en vegetasjonstype ble klassifisert til en vegetasjonstype som det er lite av i nærheten. Det var eksempelvis ingen celler i klassene *engbjørkeskog* og *lav- og lyngrik bjørkeskog* som ble klassifisert som *tørrgrashei*.

### 8.2.3 6 vegetasjonstyper

En viktig årsak til at klassen *hei* ble best klassifisert i tilfellene med 6 vegetasjonstyper er at denne klassen har mange flere celler i treningsområdet enn noen av de andre vegetasjonstypene. De to andre vegetasjonstypene som kom med i klassifikasjonsresultatene, *bjørkeskog* og *ur og blokkmark*, var de to klassene som var nest best representert i treningsområdet, med omtrent like mange celler hver. *Bjørkeskog* ble best klassifisert av disse to klassene i tilfellet uten bruk av apriorisannsynligheter, og *ur og blokkmark* i tilfellet med bruk av apriorisannsynligheter. Det er i det hele tatt en veldig god sammenheng mellom antall celler i treningsområdet og klassifikasjonsresultater. *Hei* er også en vegetasjonstype som finnes over det meste av forsøksområdet, den vil derfor ha en signatur som ligner på signaturene til de andre vegetasjonstypene, slik at det lett oppstår forveksling mellom denne og de andre vegetasjonstypene. At *snøleie*, *myr* og *eng* ikke kom med i de endelige klassifikasjonene kan komme av at de utvalgte parametrene ikke var passende til å lage gode nok signaturer for disse tre vegetasjonstypene med de få cellene de hadde i treningsområdet.

Høyden, som har størst betydning for fordelingen av plantesamfunnene i området, ble ikke fanget opp i tilfellet uten bruk av apriorisannsynligheter, men ble det i tilfellet med bruk av apriorisannsynligheter, trolig på grunn av bedre signaturer. Siden standardavvik av aspekt for innstråling kom med i begge tilfellene, tyder dette på at denne parameteren har stor betydning for fordelingen av de mer generelle vegetasjonstypene.

De klassifiserte kartene er visuelt preget av terrengparametrene de er klassifisert med. Kartet som er resultat av klassifikasjon med bruk av apriorisannsynlighet ser riktignok ikke ut til å

være påvirket av aspektparameteren. Dette skyldes at den bidrar så lite til den gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktigheten. I tilfellet uten bruk av apriorisannsynligheter har klassifikasjonsalgoritmen delt kartet inn i tre klasser etter graden av variasjon i aspekt. *Hei* er plassert der det er størst romlig variasjon i aspekt og *bjørkeskog* der det er minst variasjon i aspekt. *Ur og blokkmark* er plassert etter variasjon i aspekt mellom disse to gruppene. Når en ser på vegetasjonstypene i forhold til hverandre passer denne inndelingen bra med de reelle variasjonene i aspekt til hver av disse klassene. Det kan være vanskelig å se av klassifikasjonsresultatet i figur 7-10, men for det meste er bjørkeskogene avgrenset av celler med *ur og blokkmark*. En ser tydelig sirkeldannelse i det klassifiserte kartet hvor hele sirkler eller deler av sirkler med *ur og blokkmark* og *hei* befinner seg innenfor bjørkeskog. Disse sirklene skyldes trolig romlig avhengighet sammen med det faktum at aspekt er en parameter som har en sirkulær verdifordeling.

I tilfellet med bruk av apriorisannsynligheter er årsaken til at det var klassene *hei*, *bjørkeskog* og *ur og blokkmark* som kom med i klassifikasjonen ikke bare at disse har størst utbredelse i området. Disse tre vegetasjonstypene befinner seg stort sett, som ingen andre klasser, i hver sine høydesoner, dette gjør det enklest for den utvalgte parameteren høyde (H) å skille mellom nettopp disse tre typene. Det er også dette som fører til den karakteristiske inndelingen av disse vegetasjonstypene i det klassifiserte kartet i tre høydesoner. I dalbunnen med bjørkeskog er det noen flekker med *hei*. Her er det nok aspektparameteren som har gjort utslag.

I tilfellet med bruk av apriorisannsynlighet var det langt færre feilklassifiserte celler som ble klassifisert til en vegetasjonsklasse som ligger geografisk langt unna enn i tilfellet uten bruk av apriorisannsynligheter. I det førstnevnte tilfellet var det for eksempel ingen celler av klassene bjørkeskog og eng som ble klassifisert som *ur og blokkmark*. Dette skyldes nok at *bjørkeskog* og *eng* har signaturer av H og ASPRE1\_S som er svært forskjellig signaturen til *ur og blokkmark*.

## 8.2.4 Valg av terrengparameter til å klassifisere hver vegetasjonstype

I undersøkelsen av hvilke parametre som var best til å klassifisere hver vegetasjonstype var det flest høydeparametre som kom med i resultatene (tabell 7.11). Høyde (H) var best til å klassifisere blåbærbjørkeskog (13 vegetasjonstyper) og bjørkeskog (6 vegetasjonstyper). Midlet høyde (H\_M) var best til å klassifisere lav- og lyngrik bjørkeskog. Disse resultatene viser at særlig utbredelsen av bjørkeskogen i området er mer avhengig av høyden enn av de andre parametrene. Imidlertid er avhengighetsforholdet til høyde i forhold til andre parametre enda sterkere for tørrgrashei gjennom midlet høyde (H\_M), siden *tørrgrashei* har høyere produksjons – og brukernøyaktighet enn bjørkeskogene til denne parameteren. Parameteren *midlet høyde fra celle til nærmeste rygg* (MHRY) var best til å klassifisere *ur og blokkmark* (både for 6 og 13 vegetasjonstyper) og *hei* (6 vegetasjonstyper). Disse vegetasjonstypene er de som ligger høyest i terrenget, dvs. at det er kortere avstand til nærmeste rygg for disse enn for de andre vegetasjonstypene. En klassifikasjon med kun MHRY fungerer trolig så bra på disse to vegetasjonstypene fordi parameteren vil klassifisere de cellene som har kort avstand til nærmeste rygg som *hei* eller *ur og blokkmark*.

Wetnessparametre var best til å klassifisere flere av vegetasjonstypene. Både for 13 og 6 vegetasjonstyper ble naturlig nok myr best klassifisert av wetnessindekser (W\_M og W). Standardavvik av wetnessindeks \* plankurvatur (WPL\_S) var best til å klassifisere

*reinrosehei*. *Reinrosehei* vokser der det er tørt, trolig er det derfor også liten variasjon i jordfuktigheten hvor denne vegetasjonstypen vokser. *Rishei* og *alpin røsslynghei* eksisterer antagelig under lignende fuktighetsforhold som *reinrosehei*, siden standardavvik av wetnessindeks (W\_S) best klassifiserte denne vegetasjonstypen.

Snøpotensialeindeksen evne til å best klassifisere klassene *grassnøleie* (i tilfellet med 13 klasser) og *snøleie* (i tilfellet med 6 klasser) viser at dette er parametre som gjenspeiler topografiens påvirkning på snøfordelingen. Det er imidlertid ikke selve snødybden som best klassifiserer snøleiene, men den romlige variasjonen rundt hver celle. Boksplottene i tillegg 5 bekrefter dette. Plottene for SPI\_S og SPIHL\_S viser at snøleiesamfunnene, spesielt *mosesnøleiene*, vokser der hvor det er større variasjon i snødybden enn for flere andre vegetasjonstyper.

Projisert avstand til nærmeste rygg (PARY) ble best til å klassifisere *engbjørkeskog*. Årsaken er trolig at denne at vegetasjonstypen er stort sett å finne i en avgrenset høydesone, noe som gjør at parameteren PARYs verdi blir relativt konstant for klassen, og skiller seg fra de andre klassenes verdier av denne parameteren.

### 8.3 Ikke-styrt klassifikasjon

Både klassifikasjonsresultatet med 6 vegetasjonstyper og 13 vegetasjonstyper bar preg av at heisamfunn var dominerende i forsøksområdet. Dette særlig fordi det i de ikke-styrte klassifikasjonene ble valgt å starte opp med disse vegetasjonstypene, og så etter hvert å legge til andre vegetasjonsklasser dersom det kunne forbedre resultatene. Også de andre store vegetasjonstypene så ut til å ha stor betydning for de beste klassifikasjonsresultatene. Årsaken til at det var kun de store vegetasjonsklassene som kom med er todelt. For det første var de utvalgte parametrene de samme som ble anvendt til styrt klassifikasjon med like apriori-sannsynligheter, og disse parametrene viste seg der å være best egnet til å klassifisere nettopp de største vegetasjonstypene. For det andre vil de geometriske klassene som er utgangspunkt for reklassifisering naturlig nok ha flest antall celler i de største vegetasjonsklassene. For 13 vegetasjonstyper var det de fem største vegetasjonstypene som kom med i det beste klassifikasjonsresultatet, mens det for tilfellet med 6 vegetasjonstyper var den største (*hei*) og den tredje nest største klassen (*ur og blokkmark*) som kom med. *Ur og blokkmark* kom med fordi de utvalgte parametrene er spesielt velegnet til å klassifisere *ur og blokkmark*, noe som illustreres med at denne klassen ble best klassifisert i de styrte klassifikasjonene av både 6 og 13 vegetasjonstyper.

Til de ikke-styrte klassifikasjonene ble det valgt å bruke en signaturfil med 24 geometriske grupperinger på grunn av at den viste seg å gi best separabilitet mellom klassene. Når det gjelder tilfellet med 13 vegetasjonstyper var det nødvendig å slå sammen geometriske klasser slik at det bare ble 13 klasser igjen, siden programmet som genererer feilmatriser ikke kan ta flere enn 13x13 klasser. Hadde en isteden valgt også her å gå ut fra 24 geometriske klasser, og heller reklassifiserte de geometriske klassene til informasjonsklasser basert på en visuell tolkning av klassifikasjonsresultat og fasit, enn å gå ut ifra feilmatriser, ville den gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktigheten kanskje blitt bedre. Det vil faktisk være slik at jo flere geometriske klasser en går ut fra, jo bedre klassifikasjonsresultat vil en kunne oppnå. Når en vet fasiten kan en reklassifisere svært små geometriske klasser på en slik måte at de stemmer best mulig med virkeligheten. Slik kan en i realiteten oppnå 100% riktig

klassifikasjon med ikke-styrt klassifikasjon, bare de geometriske klassene er små nok – og det uansett hvor dårlige terrengparametrene er til å beskrive fordelingen av informasjonsklassene.

I et reelt klassifikasjonstilfelle med ikke-styrt klassifikasjon kjenner en i utgangspunktet fasiten heller dårlig, slik at det kan være vanskelig å vite hvilken informasjonsklasse det er best å tillegge hver geometriske klasse. Særlig gjelder dette hvis en har mange informasjonsklasser som en ønsker dele et område inn i. Så det de ikke-styrte klassifikasjonene egentlig illustrerer her, er det maksimale resultatet en kan oppnå med 24 og 13 geometriske klasser henholdsvis i tilfellet med 6 og i tilfellet med 13 vegetasjonstyper. Likevel kan de gjennomsnittlige klassifikasjonsnøyaktighetene sies å være delvis et resultat av terrengparametrene, og ikke bare av klassenes reelle størrelse og av en framgangsmåte som vil være noe forskjellig fra framgangsmåten i et reelt klassifikasjonsforsøk.

## 8.4 Menneskelig og lokalklimatisk påvirkning

For at klassifikasjonsresultatene skal kunne bli gode, er det helt nødvendig at de geometriske signaturene gir et reelt bilde av naturforholdene. Der hvor vegetasjonen/arealbruken er menneskeskapt vil ikke en signatur bestående av terrengparametre gi noen som helst forklaring på arealdekket. Vegetasjonstyper som er menneskeskapte eller i stor grad påvirket av husdyr ble holdt utenfor i denne undersøkelsen, men likevel er utbredelsen av en rekke av de resterende vegetasjonstypene påvirket av bl.a. skoghogst og beiting fra husdyr. Dette er forhold som ikke fanges opp av de geometriske signaturene. Dersom et treningsområde som er påvirket av mennesker benyttes i et testområde som ikke er påvirket av mennesker, vil dette kunne medvirke til dårligere klassifikasjonsresultater enn ellers. Omvendt vil det også gi et negativt utfall dersom et treningsområde som ikke er menneskepåvirket blir brukt til å klassifisere et område som er menneskepåvirket.

Eksempler på områder som har hatt kulturmessig påvirkninger er bunnen av Grimsdalen og dalbunnen fra Avsjøen til Hjerkin. På disse stedene er det rishei og *lavhei*, hvor det hadde vært naturlig med mer bjørkeskog. Disse områdene har blitt brukt som treningsområder. Dette kan ha medført dårlige geometriske signaturer for disse vegetasjonstypene, som igjen kan ha ført til dårlige klassifikasjonsresultater. Disse forholdene kan forklare hvorfor så mye bjørkeskog er blitt klassifisert som klassene *hei*, *lavhei* og *ris og alpin røsslynghei*. Trolig er det også andre områder enn disse som er nevnt her hvor det kunne vært bjørkeskog, men hvor det isteden er rishei og *lavhei* eller andre vegetasjonstyper. Også andre vegetasjonstyper enn bjørkeskog i studieområdet blir beitet på (Rekdal 1998), og dette kan ha bidratt til dårligere klassifikasjonsresultater enn ellers.

Hadde en på forhånd hatt kunnskap om hvilke områder hvor vegetasjonstypene ville ha vært av annen type dersom disse områdene ikke hadde vært utsatt for menneskelig påvirkning, kunne en latt være å bruke disse som treningsområder. Selv om en gjør det på denne måten, vil likevel kulturpåvirkning i testområdet kunne føre til feilklassifikasjon. For eksempel vil et sted i testområdet som er nedbeitet slik at vegetasjonstypen er rishei istedenfor blåbærbjørkeskog, bli klassifisert som blåbærbjørkeskog fordi den geometriske signaturen på stedet tilsier dette. Dette er da noe en kan ta i betraktning når en undersøker klassifikasjonsresultatene, siden en fra før er oppmerksom på at bortvelging av treningsområder påvirket av mennesker kan gi slike former for feilklassifikasjoner.

Årsaken til at disse dalbunnene er skogløse skyldes riktignok også lokalklimatiske forhold (Rekdal 1998). Kaldluftbassenger i dalbunnene på grunn av temperaturinversjon fører til at temperaturene blir så lave at det blir vanskelig for trær å kunne vokse der. Det er imidlertid topografien som styrer denne formen for skogløshet, slik at den vil være systematisk styrt av terrengparametrene i forsøksområdet, og derfor ikke forhindrer gode klassifikasjonsresultater slik som kulturpåvirkning kan gjøre.

## 8.5 Treningsdata

Utvelgelsen av treningsdata kan være like viktig som, eller enda viktigere enn valg klassifikasjonsalgoritme (Campbell 1996). Det viktigste aspektet er at alle vegetasjonstypene i området må være passende representert med et tilstrekkelig antall celler for hver subklasse. Celler som er nært hverandre i et treningsfelt har en tendens til å ha like verdier. Treningsområder samlet i kontinuerlige blokker kan undervurdere variasjonen innen hver klasse og overvurdere forskjellene mellom klassene. Hvis treningsområdene isteden er valgt tilfeldig innenfor klassene vil effektene av stor likhet minimaliseres og klassifikasjonsnøyaktighetene vil forbedres.

I denne oppgaven burde det være nok celler i treningsområdene for hver klasse (minimum 527 celler for en klasse) til å danne representative signaturer for alle klassene. Likevel bærer bruker- og produsentnøyaktighetene veldig preg av antall celler vegetasjonstypene hadde i treningsområdene. Dette skyldes nok delvis at kun den østlige delen av forskningsområdet ble brukt som treningsområde. Signaturene til hver klasse behøver nødvendigvis ikke være den samme vest som øst på Dovre. Det må i et tilfelle som dette atskillig flere celler til for at de typiske verdiene for hver klasse skal kunne fanges opp av signaturene. Dette kan være med på å forklare hvorfor det var de største klassene som ble best klassifisert. Istedenfor å danne treningsområdene som blokker innenfor et avgrenset område, burde treningsdataene heller spres ut over hele forskningsområdet. Da ville de geometriske signaturene for hver klasse i treningsområdene bedre representere de geometriske signaturene i hele området, og de små klassene ville blitt både bedre representert og bedre klassifisert. Trolig ville det også totalt sett klart seg med mindre celler i treningsområdene, slik at det ble flere celler igjen til å bruke som testområde.

Noen vegetasjonstyper ble dårligere representert enn andre i treningsområdet fordi disse typisk består av polygoner som er smale eller små. Når cellene langs klassegrensene i disse polygonene blir fjernet, blir vegetasjonstypene de representerer enda mindre enn for andre vegetasjonstyper. Særlig vegetasjonstypene *myr*, *mosesnøleie*, *grassnøleie* og *høgstaudeeng* ble kraftig redusert etter at cellene langs grensene ble fjernet, siden disse typene ofte opptrer langs elver og bekker, og da får en smal utforming. Vegetasjonstypene *ur* og *blokkmark*, *tørrgrashei* og *lavhei* er så sammenhengende og har så bred fasong at de ikke ble særlig reduserte.

## 8.6 Nedslagsfelt og dreneringsalgoritmer

For at wetnessindeks skal kunne gi korrekte resultater for hele det området en vil undersøke, må en ha som utgangspunkt en høydemodell med fullstendige nedslagsfelt. Dette er for at oppstrømsarealet som wetnessindeks er en funksjon skal bli korrekt. I denne oppgaven ble det ikke brukt fullstendige nedslagsfelt, noe som har ført til at celler som ikke har alt sitt oppstrømsareal innenfor forsøksområdet har fått en lavere wetnessindeks enn de egentlig skulle hatt. Dette kan være med på å forklare klassifikasjonsfeilene i ytterkantene i de klassifiserte kartene hvor det ble brukt wetnessindekser, dvs. i begge klassifikasjonstilfellene med 13 vegetasjonstyper. Særlig ytterkantene nordvest og sørøst i forsøksområdet vil være utsatt for feil i wetnessparametrene siden cellene her heller inn mot forsøksområdet. Ellers er det mange celler i området som har fått riktig oppstrømsareal fordi området ligger så høyt oppe. Særlig celler nært fjelltopper vil ha fått riktig oppstrømsareal.

D8-algoritmen som brukes til å beregne oppstrømsareal modellerer flow i parallelle linjer, som bare vil være i samsvar med aspekt for bratteste fall der den er multippel av  $45^\circ$ , og kan ikke modellere spredning av flow (Gallant & Wilson 2000). Det finnes andre metoder som tillater divergens og hindrer flow i parallelle linjer, for eksempel FRho8, som trolig ville gitt mer realistiske verdier for oppstrømsarealene.

## 8.7 Cellestørrelse i vegetasjonskartet

Den valgte cellestørrelsen i vegetasjonskartet på 50 m er ikke nødvendigvis den beste cellestørrelsen som kunne vært brukt. Mange av polygonene i det opprinnelige kartet fra NIJOS blir for små, smale eller har for komplisert fasong til at denne oppløsningen gir en optimal representasjon av vegetasjonstypenes utbredelse i det videre arbeidet. En oppløsning på for eksempel 25 m ville nok gitt en mye bedre gjengivelse av plasseringen av de ulike vegetasjonstypene i terrenget. Mindre cellestørrelse ville riktignok gjort det tyngre for diverse funksjoner å jobbe med dataene, men mest sannsynlig gitt bedre klassifikasjonsresultater.

## 8.8 Sammenligning mot andre forskningsresultater

Sammenligning av resultatene i denne oppgaven mot tidligere forskning på feltet som omtalt i kapittel 2 avdekker en rekke likhetstrekk. Det er riktignok ikke rett fram å sammenligne da det i annen forskning er andre geografiske områder, statistiske metoder, klassifikasjonsmetoder, vegetasjonstyper, parametere osv. som er brukt. En del trekk går likevel igjen i forhold til hvilke terrengparametre som kan forklare vegetasjonsmønsteret og også noe i forhold til klassifikasjonsnøyaktighetene.

Den parameteren som i denne oppgaven best forklarer vegetasjonsmønsteret gjennom variansanalyse og gir de beste klassifikasjonsresultatene, høyden, er også den av flere terrengparameteren som oftest best forklarer vegetasjonsmønsteret i tidligere undersøkelser (bl.a. Vankat (1982), Parker (1989), Harrison et al., Peet (1990), Basnet (1992), Gartlan et al. (1986), Odland et al. (1990), Økland (1996), Pinder et al. (1997), Brown (1994a), Brzezicki et al. (1993), Florinsky & Kuryakova (1996)). Fuktighet i bakken, representert med wetnessindeks i denne oppgaven, er et moment som også i annen forskning kommer svært høyt opp på lista i å forklare vegetasjonsmønsteret (Ayyad & Dix (1964), Whittaker (1965),

Vankat (1982), Parker (1982), Baker (1983), Isard (1986), Ashton (1986), Larkin-Lieffers (1987), Burke et al. (1989), Kuitel (1992), Walker et al. (1992), Økland & Eilertsen (1993), Brown (1994a), Da Silva Júnior et al. (1996), Økland (1996), Florinsky & Kuryakova (1996) Ostendorf & Reynolds (1998). Helning, som i følge ANOVA er en av de parametrene som best skiller mellom vegetasjonstypene, og som også er blant de parametrene best klassifiserer i forskningsområdet (bl.a. i form av standardavvik av høyde), er nok en parameter som er blant de beste til å forklare vegetasjonsmønsteret i tidligere forskning. I undersøkelsene til Harrison et al. (1989) og Gartlan et al. (1986) var helning sammen med høyde best til å forklare vegetasjonsfordelingen.

Standardavvik av aspekt (*ASPREI\_SL*) ga alene gode klassifikasjonsresultater i denne oppgaven, men originalverdiene og midlet variant av aspekt ga ikke fullt så gode resultater. Aspekt har imidlertid i en del tidligere forskning vist gode resultater (Ayyad & Dix (1964), Baker (1983), Florinsky & Kuryakova (1996), m.fl. Kurvaturparametrenes påvirkning på vegetasjonsmønsteret er lite studert i tidligere forskning, og er primært forsket på som en del av sammensatte parametre, slik som TRMI (relativ fuktighetsindeks) og snøpotensialeindeks. Florinsky & Kuryakova (1996) fant imidlertid ut at vegetasjonsfordelingen i Kasakhstan var godt korrelert med både profilkurvatur og plankurvatur. I undersøkelsen for Dovre var det litt varierende resultater i forhold til kurvaturene. I det ene klassifikasjonsresultatet ga standardavvik av profilkurvatur (*PRK\_S*) et mindre bidrag i den trinnvise klassifikasjonsprosedyren.

Snøpotensialeindeksen utviklet av Brown (1994b) viste seg å være høyere på isbreer og steder med snø, men det ble ikke sagt noe om hvor god den var til å forklare vegetasjonsmønsteret. Innstråling var i følge ANOVA en av de parametrene som kommer midt på treet når det gjelder å skille mellom vegetasjonstypene, og var den som kom med som nummer tre i den trinnvise klassifikasjonen av 13 vegetasjonstyper med bruk av apriorisannsynligheter. I Davis & Goetz (1990) sin undersøkelse viste imidlertid innstråling seg å være den terrengparameteren som best forklarte vegetasjonsfordelingen, og Brown (1994a) kom til at innstråling var en av terrengparametrene som best forklarte vegetasjonsfordelingen. Undertegnede har ikke funnet litteratur som dokumenterer parameteren ruhet sin innvirkning på fordeling av plantesamfunnene, bortsett fra Økland & Eilertsens studie (1993) basert på feltnmålinger som viste en viss korrelasjon mellom vegetasjonsfordeling og ruhet. I oppgaven for Dovre er ruhet i følge variansanalysen en av de som best skiller mellom vegetasjonstypene, men parameteren er likevel dårlig til å klassifisere vegetasjonstypene. Profilparametre er ikke beskrevet i litteraturen nevnt i kapittel 2.

Korrekttheten til klassifikasjonsresultatene omtalt i avsnitt 2.2 er veldig varierende. I noen tilfeller ga få parametre og mange vegetasjonstyper relativt høye klassifikasjonsnøyaktigheter, slik som i studien til Walker et al. (1992) med 16 vegetasjonstyper, to terrengparametre og en klassifikasjonsnøyaktighet på 44%. I andre tilfeller er klassifikasjonsnøyaktigheten relativt lav med mange parametre og få vegetasjonstyper, slik som resultatet til Brown (1994b) med fire vegetasjonstyper, fire terrengparametre i tillegg til grenser for skred og branner, men hvor klassifikasjonsnøyaktigheten likevel ble kun 55,5%. Studien over Dovre kan vel i klassifikasjonsnøyaktighet for tilfellene med styrt klassifikasjon plasseres et sted mellom de to nevnte studiene.

To andre studier som også har anvendt multivariat klassifikasjon til å klassifisere vegetasjonstyper ved hjelp av terrengparametre er studiene til Fischer (1990) og Breziecki et al. (1993), begge i Sveits. Siden det er brukt samme klassifikasjonsmetode i studien for



Dovre, bør den være bra sammenlignbar med disse to andre studiene. Fischer anvendte også den samme oppløsningen på 50 m. Undersøkelsen til Fischer ga en langt høyere klassifikasjonsnøyaktighet (70% for hele 63 vegetasjonstyper) enn studien for Dovre (maks 40,63% for 13 vegetasjonstyper). Mye av forklaringen ligger i at Fischer i tillegg til viktige terrengparametre brukte andre variabler som er fundamentale i bestemmelsen av vegetasjonsmønsteret, slik som geologi, arealbruk og jordarter. Dessuten klarte man å unngå ulempene med autokorrelasjon i klassifikasjonsprosedyren og det ble anvendt apriorisannsynligheter basert på frekvensene til de ulike vegetasjonstypene. Studien til Brzeziecki ga omtrent samme klassifikasjonsnøyaktighet som studien over Dovre (58,6% for 5 vegetasjonstyper uten bruk av apriorisannsynligheter mot 46,65% uten bruk av apriorisannsynligheter og 62,77% med bruk av apriorisannsynligheter for 6 vegetasjonstyper). Brzeziecki brukte likevel langt flere parametre, deriblant parametre tilknyttet jord, enn i studien for Dovre.

## 8.9 Alternative tilnærmingsmåter

### 8.9.1 Terrengparametre

Ved bruk av fullstendig nedslagsfelt er det ikke bare wetnessindeks som ville blitt bedre representert, men også profilparametrene som blir beregnet langs profiler fra hver celle til nærmeste kildecelle for avrenning (rygg) i retningen av flow. Med et fullstendig nedslagsfelt hadde det også vært mulig å ta med andre terrengparametre som benytter seg av oppstrømareal og som muligens er med på å styre vegetasjonsmønsteret, slik som for eksempel *stream power index* og *sediment transport index*.

Aspektparametrene kunne muligens gitt bedre klassifikasjonsresultater dersom de hadde vært mer differensiert, dvs. hvis de to typene aspektparametre hver hadde vært delt inn i flere verdier. I beregning av aspektparameteren for vind ble det tatt utgangspunkt i at vinden er fra vest. Reelt sett vil vindretningen i området variere med topografien. Med kunnskap om mer lokale vindretninger kunne en generert en aspektparameter for vind som bedre representerer de reelle vindforholdene. Det samme gjelder også snøpotensialeindeks og topografisk indeks som også benytter seg av vindretningen.

### 8.9.2 Optimale vindusstørrelser

I følge ANOVA er midlede varianter av terrengparametre bedre til å skille mellom vegetasjonstypene enn de originale terrengparametrene, og de midlede variantene ble som regel valgt ut i de trinnvise klassifikasjonene framfor de originale. Dette tyder på at vegetasjonsmønsteret bedre kan uttrykkes gjennom å beregne parametrene innenfor større vinduer rundt hver celle. Årsaken er trolig romlig autokorrelasjon som fører til at celler som er nært hverandre vil ha mer lik verdi enn celler som er lengre borte fra hverandre. Fordi nærheten mellom punkter er med på å bestemme hvilke parameterverdier de har, bør en beregne parametrene over større vinduer for å fjerne påvirkningen av romlig avhengighet.

De signifikante bølgelengdene i topografien er *grain* og *texture*. *Texture* referer til den korteste signifikante bølgelengden, mens *grain* er den lengste signifikante bølgelengden (Mark 1975). Wood & Snell (i; Mark 1975) definerte *grain* som ”størrelsen over området

hvor andre faktorer måles. Den er avhengig av avstanden mellom de største ryggene og dalene og indikerer derfor topografiens tekstur.” Bestemmelsen av *grain* vil sikre en vindusstørrelse som teoretisk er i stand til å sample alle bølgelengder i terrengmodellen (Weibel & DeLotto 1988).

*Grain* eller den optimale vindusstørrelsen kan identifiseres ved bruk av regionalisert variabelteori. Regionalisert variabelteori antar at den romlige variasjonen til en variabel kan uttrykkes som summen av tre komponenter (Burrough & McDonnell 1998). Disse er en strukturell komponent som har en konstant gjennomsnitt eller trend, en tilfeldig, men romlig korrelert komponent, kjent som regionalisert variabel, og en romlig ukorrelert residual term. Regionalisert variabelteori antar videre et konstant lokalt gjennomsnitt og en stasjonær (konstant) forskjell mellom steder atskilt med en gitt avstand og retning. Med bakgrunn i disse antagelsene er det mulig å lage et semivariogram over sammenhengen mellom avstanden mellom punkter og semivariansen. Semivariansen er halvparten av variansen av forskjellen mellom punkter separert av en bestemt avstand. Semivariansen er et mål på graden av samvariasjon mellom datapunkter. En mindre distanse gir en mindre semivarians og en større distanse gir en større semivarians. Dersom kurven i variogrammet flater ut, er distansen mellom punkter hvor utflatingen skjer det som kalles *range*, tilsvarende *grain*, og indikerer radiusen til vinduet som en parameter bør beregnes innenfor. *Grain* i semivariogrammet er avstanden mellom punkter hvor variansen stopper å øke (Weibel & DeLotto 1988).

### 8.9.3 Terrengparametere som tillegg til vegetasjonskartlegging i fjernanalyse

Terrengparametre alene vil som regel være utilstrekkelig til å kunne klassifisere vegetasjonstyper, men sammen med satellittbilder eller flyfoto kan terrengparametre være et nyttig hjelpemiddel i vegetasjonskartlegging. Det har vært gjort en del vellykkede klassifikasjonsforsøk på dette området. Hutchinson (1982) oppsummerte tre metoder som inkluderer miljømessige data i kartleggingsprosessen enten før, underveis eller etter en klassifikasjon:

**Stratifisering:** Bruk av hjelpedata forut for klassifikasjonen innebærer en inndeling av studieområdet i mindre områder eller lag etter et kriterium, slik at hvert område eller lag kan prosesseres uavhengig av hverandre. Hensikten med stratifiseringen er å øke homogeniteten i dataene som skal klassifiseres. Stratifisering kan separere ulike ting som er spektralt likt. De spektrale karakteristika for et sett med objekter, f. eks. vegetasjonstyper, har en tendens til å variere med avstanden. Med økende varians øker også sannsynligheten for konfusjon mellom spektralt like objekter. Kriteriene for stratifisering bør være signifikant i beskrivelsen av variasjon av de aktuelle objektene i studieområdet, for eksempel kan vegetasjonstyper stratifiseres ved bruk av høyde. Stratifisering er et enkelt verktøy og kan være effektivt i forbedringen av klassifikasjonsnøyaktighet.

**Klassifikasjonsoperasjoner:** En måte å anvende hjelpedata i klassifikasjonsprosessen er ved å øke antallet attributter eller kanaler. Istedenfor fire bånd med spektrale data, brukes  $n$  bånd med spektrale data og hjelpedata. Denne teknikken er blitt kalt *logical channel approach*. Metoden har riktignok stort sett ikke gitt forbedringer. Det ser ut til at tillegg av ikke-spektrale observasjoner eller kanaler uten å modifisere konvensjonelle spektrale samplingrutiner legger lite til klassifikasjonsnøyaktigheten, og kan føre til nye problemer i klassestatistikken. Fleming og Hoffer (1979) brukte høyde, helning og aspekt som kanaler i

klassifiseringen av skogstyper i Colorado i tillegg til kanalene fra Landsat MSS. Bruk av høyde førte til en økning i klassifikasjonsnøyaktigheten med 15%. Bruk av helning og aspekt ga ikke signifikant forbedring. En annen tilnærming involverer modifisering av *maximum likelihood*. En klassifikasjon kan modifiseres ved bruk av apriorisannsynligheter basert på kjent sammenheng mellom objektklasser og hjelpedata. Strahler (1978) forbedret klassifikasjonen av skogstyper i nordlige California av data fra Landsat ved å bruke aprioriinformasjon om helning, aspekt og høyde. Klassifikasjonsresultatet ble forbedret med 27% og den totale klassifikasjonsnøyaktigheten ble 85%.

**Postklassifikasjon:** Et problem i klassifikasjon er ofte at en spektral klasse kan representere subset av mer enn en objektklasse. Med postklassifikasjon blir disse problemklassene behandlet som separate spesialklasser. Basert på en sorteringsregel blir pikslene i problemklassen tilegnet den passende objektklassen ved bruk av hjelpedata. Cibula & Nyquist (1987) klassifiserte vegetasjon i Washington med data fra Landsat MSS. Resultatet var ni vegetasjonsklasser og en klassifikasjonsnøyaktighet på 91,7%. Postklassifikasjon ved bruk av høyde, helning, aspekt og vannskillere ga 21 vegetasjonsklasser med samme klassifikasjonsnøyaktighet som før.

#### 8.9.4 Alternative modelleringsmetoder

*Maximum likelihood* klassifikasjon er basert på antagelsen om at både treningsdataene og dataene i testområdet har multivariat normal frekvensfordeling (Campbell 1996). Som histogrammene i tillegg 4 viser er det overvekt av parametre som ikke har normalfordeling. Selv mange av de logtransformerte parametrene er ikke helt normalfordelte. Mangel på normalfordeling kan ha ført til dårligere klassifikasjonresultater enn en ellers kunne fått. Andre modelleringsmetoder som ikke forutsetter normalfordeling av dataene ville trolig kunne gi bedre resultater. En slik metode er logistisk regresjon.

Et annet problem med *maximum likelihood* klassifikasjon er at den kun baserer klassifikasjonen på de geometriske verdiene, og ikke på de romlige teksturene til klassene. Det vil si at metoden klassifiserer hver enkelt celle for seg selv. I virkeligheten vil romlig avhengighet kunne føre til at to celler som er nær hverandre kan tilhøre samme klasse selv om de har ulik geometrisk signatur. Dette er informasjon som kan være nyttig å bruke i modellering av vegetasjonstyper. En metode som benytter seg av romlig informasjon i tillegg til den geometriske informasjonen er klassifikasjon basert på objektorientert bildesegmentering. Brukeren spesifiserer kriterier for geometriske parametre og romlige fasettparametre (kompakthet og glatthet). En spesialdesignet algoritme blir så anvendt til å danne/ekspandere homogene regioner (eller om man vil, regioner med en spesifisert mengde heterogenitet). Med en gang en region overskrider de brukerdefinerte parametrene slutter den å vokse. Resultatet er et nytt segmentert kart bestående av relativt homogene geometriske og romlige karakteristika. Dette kartet kan så klassifiseres ved bruk av tradisjonelle klassifikasjonsalgoritmer.

## 8.10 Terrenganalyse som supplement i vegetasjonskartlegging

Det som direkte påvirker fordelingen av individuelle planter og plantesamfunn er faktorer som temperatur, lys, vann, pH og mineralinnhold i jorda. Storklimaet og geologien er i regional målestokk utgangspunktet for hvordan disse direkte faktorene vil opptre. På et mer lokalt nivå vil topografien modifisere klima, geologi og jordsmonn og dermed også de direkte faktorene som er så avgjørende for hva som vil vokse hvor. Derfor er topografien i stor grad med på å styre vegetasjonsmønsteret. Dette sammen med det faktum at terrengparametre er forholdsvis lett å framskaffe er god grunn til å utvikle metoder hvor terrengparametre er en del av vegetasjonskartleggingen.

Som denne oppgaven illustrerer kan det være problematisk å bruke kun terrengparametre til å predikere vegetasjonsfordelingen. Det er heller ikke sikkert at en enda bedre høydemodell, bedre terrengparametre, flere terrengparametre, bedre oppløsning, bruk av samvarians, bedre treningsområder og bedre predikeringsmetoder ville ført til en perfekt predikering av vegetasjonstypene. Topografiens innvirkning på vegetasjonsmønsteret er indirekte ved at den modifiserer de direkte vekstfaktorene, men de direkte faktorene er også påvirket av andre forhold enn bare topografien. Dessuten er den påvirkningen terrengparametre utledet fra en høydemodell har på vegetasjonen den påvirkningen dagens topografi har på vegetasjonsmønsteret. De edafiske faktorene er imidlertid til en viss grad også bestemt av tidligere tiders topografi ved at topografien har innvirket på hvordan løsmasser som er transportert med is og vann er blitt fordelt i terrenget. Dette er forhold som vanskelig kan fanges opp av dagens topografi. Påvirkningene ulike faktorer har på vegetasjonsmønsteret er svært komplekst, samtidig som topografien kun har en indirekte påvirkning på mønsteret. Dette gjør det til en komplisert oppgave å skulle finne fram til alle de terrengparametrene som beskriver topografiens innvirkning på vegetasjonsfordelingen.

Det må trolig nedlegges mye arbeid i utvikling av metoder dersom terrengparametre alene skal kunne gi vegetasjonskart av tilfredsstillende kvalitet. Løsninger der terrengparametre brukes sammen med mer direkte vekstfaktorer kan være et godt alternativ. Kart over jordsmonn og geologi kan for eksempel brukes i tillegg til terrengparametre. Det finnes kvartærgeologisk kart over forskningsområdet som sikkert kan gi et viktig bidrag i modelleringen av vegetasjonsmønsteret. Som allerede nevnt er det også mulig å bruke fjernanalysedata sammen med terrengparametre og andre miljøfaktorer. Normalisert vegetasjonsindeks (NDVI) er enkelt å utlede med satellittbilledata, og kunne også ha vært benyttet sammen med terrengparametrene til å gi bedre klassifikasjonsresultater.

Vegetasjonsfordelingen er mest bestemt av topografien i områder med store kontraster i relieffet og hvor andre faktorer som bestemmer vegetasjonsmønsteret endrer seg lite i rommet (Florinsky & Kuryakova 1995). Det vil si at bruk av terrengparametre i vegetasjonskartleggingen er mest aktuelt i fjellområder, og ikke vil ha mye for seg i lavereliggende områder hvor terrenget er flatere og mer ensartet. I norske fjellområder er det riktignok store variasjoner i geologi og jordsmonn som gjør sitt til å forstyrre innvirkningen av topografien på vegetasjonsfordelingen. Disse variasjonene skyldes i stor grad terrenget, slik at vegetasjonsfordelingen her likevel kan sies å være bestemt av topografien.

## Kapittel 9:

### Oppsummering og konklusjon

Formålet med denne hovedoppgaven har vært å finne ut om vegetasjonsmønsteret styres av topografien og om det kan være mulig å klassifisere vegetasjonstyper i et norsk fjellandskap ved bruk av topografiske parametre. For å finne ut av dette er GIS benyttet til beregning av topografiske parametre og til å utføre klassifikasjon, og det er utført statistiske analyser.

Variansanalysen viste at for alle de utprøvde parametrene var variasjonen mellom vegetasjonstypene mye større enn innenfor vegetasjonstypene. Klassifikasjonsresultatene var ikke like vellykkede, med klassifikasjonsnøyaktigheter på 33% og 41% for styrt klassifikasjon av 13 vegetasjonstyper og klassifikasjonsnøyaktigheter på 47% og 63% for 6 vegetasjonstyper. For ikke-styrt klassifikasjon var resultatene enda dårligere med en klassifikasjonsnøyaktighet på 27% for 13 vegetasjonstyper og 59% for 6 vegetasjonstyper.

De parametrene som best klassifiserte og best skilte mellom vegetasjonstypene var høyde og wetnessindeks og midlede verdier av disse, samt profilparameter for høyde. Andre særlig viktige parametre var helning, standardavvik av høyde, ruhet og standardavvik av aspekt sett i forhold til innstråling. Snøpotensialeindeks var bedre enn andre parametre til å klassifisere snøleie. Myr ble bedre klassifisert av wetnessindeks enn noen av de andre parametrene. Også andre relasjoner mellom vegetasjonstyper og terrengparametre gjennom klassifikasjonsresultater og boksplott reflekterte godt de reelle vegetasjon-topografiforholdene.

Følgende underhypoteser for oppgaven ble framsatt i avsnitt 1.2:

**1.** Terrengparametre kan brukes til å statistisk skille mellom vegetasjonstypene i Dovre kommune.

Med de høye F-verdiene som framkom i variansanalysen for 13 vegetasjonstyper er denne hypotesen validert.

**2.** Det er mulig å utføre tilfredsstillende klassifikasjon av vegetasjonstyper i Dovre kommune ved bruk av terrengparametre.

For at en klassifikasjon skal kunne sies å være tilfredsstillende må klassifikasjonsnøyaktigheten være på minst 85% (Campbell 1996). I denne oppgaven var det ikke mulig å oppnå dette. Denne hypotesen kan derfor ikke valideres i denne omgang.

Den overordnede hypotesen for oppgaven var:

**Vegetasjonsmønsteret i Dovre kommune er sterkt styrt av topografien.**

Denne hypotesen kan valideres med utgangspunkt i at terrengparametre kan brukes til å skille mellom vegetasjonstypene og også det at vegetasjonstypene delvis blir riktig klassifisert ved

bruk av terrengparametre. Dette kan trolig generaliseres til å også gjelde andre fjellandskap i Norge.

Topografien modifierer de andre miljøfaktorene som bestemmer hvilke plantesamfunn som vil opptre hvor, men det er likevel en komplisert oppgave å skulle modellere hver enkelt av terrengelementene som er med på å bestemme vegetasjonsmønsteret. De gode resultatene som ble oppnådd med ANOVA tyder imidlertid på at det burde være mulig å få til bedre klassifikasjonsresultater ved bruk av terrengparametrene som har vært brukt i oppgaven. Andre modelleringsmetoder som er bedre enn *maximum likelihood* klassifikasjon ville trolig gi bedre resultater. Det samme ville nok også et mer tilfeldig utvalg av treningsdata fordelt utover hele forskningsområdet.

Et annet forhold som kan ha bidratt til de lave klassifikasjonsnøyaktighetene er at den valgte oppløsningen på 50 m muligens er ikke optimal, verken for vegetasjonskartet eller terrengparametrene. I dag ville det ikke vært nødvendig å lage en høydemodell selv. Statens kartverk har høydemodell over forskningsområde generert på lignende måte som i denne oppgaven med 25 meters oppløsning. Med bruk av en celledimensjon på 25 m ville avgrensningene til vegetasjonstypene blitt bedre presentert og detaljnivået til terrengparametrene i hver celle ville ha økt.

Ved bruk av fullstendige nedslagfelt ville wetnessindeksene som ga så gode resultater blitt enda bedre representert, og en hadde unngått at verdiene til profilparametrene hadde blitt nodata i halvparten av området. Ved bruk av fullstendig nedslagfelt hadde det også vært mulig å generere andre parametre som benytter seg av oppstrømsareal.

En kilde til feilklassifikasjon kan være feil i selve referansekartet. I følge Rekdal (1999), prosjektleder for utarbeidelse av referansekartet over Dovre kommune, er vegetasjonskartleggerens oppgave å dra ut hovedtrekkene i vegetasjonsfordelingen og tegne dette ned som fornuftige figurer som det kan lages kart av. Rekdal (1999) sier også at vegetasjonsgrenser som regel er gradvise overganger og at vegetasjonen kan danne innfløkte mosaikkmønstre som er umulig å kartfeste. Dette er forhold som kan by på utfordringer selv om en har gode metoder for utvelgelse av treningsområder i referansekartet. For å få virkelig gode treningsdata og få testet ut klassifikasjonsresultatene på en ordentlig måte bør en ta seg bryderiet med å samle inn dataene ute i felt. Kulturell påvirkning av mennesker og dyr har trolig bidratt til dårligere klassifikasjonsresultater enn en ellers kunne fått. Ved bruk av feltarbeid og også lokal kunnskap kunne en ha unngått områdene som er mest kulturpåvirket.

Det vil antagelig vært større mulighet å få til tilfredsstillende klassifikasjonsresultater ved bruk av terrengparametre sammen med andre faktorer som har betydning for vegetasjonsforholdene. For Dovre kunne en for eksempel i tillegg til terrengparametre brukt kvartærgeologisk kart som finnes fra før og normalisert vegetasjonsindeks (NDVI) som er lett å beregne fra satellittbilder.

## Referanser

**Aas, B. 1993** Ressurs og miljøgeografi. Jordarter, jordsmonn og vegetasjon. 76 s.

**Aitken, R. D. 1922** The effect of slope upon the climate and vegetation of a hill near Maritzburg: A preliminary investigation. South African journal of Science: 207-217

**Allen, R. B. & Peet, R. K. 1990** Gradient analysis of forests of the Sangre de Cristo Range, Colorado. Canadian Journal of Botany, 68: 193-201

### ArcGIS Desktop Help

### ArcInfo Help

**Ashton, D. H. 1976** The vegetation of Mount Piper, Central Victoria: A study of a continuum. Journal of ecology, 64: 463-483

**Austin, M. P., Cunningham R. B. & Fleming, P. M. 1984** New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. Vegetatio 55, s. 11-27

**Ayyad, M. A. G. & Dix, R. L. 1964** An analysis of a vegetation - microenvironmental complex on a prairie slopes in Saskatchewan. Ecological monographs: 421-442

**Baker, W. L. 1983** Alpine vegetation of Wheeler Peak, New Mexico, USA: Gradient analysis, classification, and biogeography. Arctic and Alpine Research, Vol. 15: 223-240

**Basnet, K. 1992** Effect of topography on the Pattern of Trees in Tabonuco (Dacryodes excelsa) Dominated Rain Forest of Puerto Rico. Biotropica 24(1): 31-42

**Bhattacharyya, G. K. & Johnson, R. A. 1977** Statistical concepts and methods.

**Bliss, L. C. 1969** Alpine community pattern in relation to environmental parameters. Essays in plant geography and ecology: Papers: 167-184

**Bolstad, P. V., Swank, W. & Vose, J. 1998** Predicting Southern Appalachian overstory vegetation with digital terrain data. Landscape Ecology 13: 271-283

**Burke, C. I., Reiners, W. A. & Olson, R. K. 1989** Topographic control of vegetation in a mountain big sagebrush steppe. Vegetatio 84: 77-86

**Bray, J. R. & Curtis J. T. 1957** An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs, 27: 325-347

- Brezeziecki, B. , Kienast, F. & Wildi, O. 1993** A simulated map of the potential natural forest of Switzerland. *Journal of Vegetation Science* 4: 499-508
- Brown, D. G. 1994a** Comparison of vegetation-topography relationships at the alpine treeline. *Physical Geography*, vol. 15, nr. 2: 125-145
- Brown, D. G. 1994b** Predicting vegetation types at treeline using topography and biophysical disturbance variables. *Journal of Vegetation Science* 5: 641-656
- Bryn, Anders 1999** Gjengroing av seterlandskapet som følge av nedlagt seterdrift i Grimsdalen, Dovre kommune. 75 s.
- Burrough, P. A. 1986** Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assesment. 194 s.
- Burrough, P. A. & McDonnell, R. A. 1998** Principles of Geographical Information Systems. 333 s.
- Campbell, J. B. 1996** Introduction to remote sensing. 622 s.
- Chorley, R. J., Malm, D. E. G. & Pogorzelski H. A. 1957** A new standard for estimating drainage basin shape. *Amer. J. Science* 255: 138-141
- Cibula, W. G. & Nyquist, M. O. 1987** Use of Topographic and Climatological Models in a Geographical Data Base to Improve Lansat MSS Classification for Olympic National Park. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 52, no. 1: 67-75
- Da Silva Junior, M. C., Furley, P. A. & Ratter, J. A. 1996.** Variations in tree communities and soils with slope in gallery forests, Federal district, Brazil. *Advances in hillslope processes*, Vol. 1: 451-469
- Dahl, E. 1956** Rondane. Mountain vegetation in South Norway and its relationship to the environment. *Norske Vidsk. akad. Skrifter*: s. 1-374
- Dahl, E. 1998** The phytogeography of nothern Europe (British Isles, Fennoscandia and adjacent areas). 297 s.
- Davis, F. W. & Goetz 1990** Modeling vegetation pattern using digital terrain data. *Landscape Ecology*, vol. 4, nr. 1: 69-80
- Davis, J. C. 1986** Statistics and data analysis in geology.
- Dikau R. Jaeger S. 1995** Landslide hazard modelling in New Mexico and Germany. In *Geomorphology and Land Management in a Changing Environment*, Mc Gregor DFM, Thompson DA, (eds). Wiley: Chichester; 51-67
- Etzelmüller, B. E., Ødegård, R. S., Berthling, I. & Sollid, J. L. 2001** Terrain Parameters and Remote Sensing Data in the Analysis of Permafrost Distributiom and Periglacial



Processes: Principles and Examples from Southern Norway. *Permafrost Periglac. Process.* 12: 79-92

**Etzelmüller, B. & Sulebak, J. R. 2000** Developments in the use of digital elevation models in periglacial geomorphology and glaciology. *Physische Geographie* (Vol. 41). ISBN: 3855432376

**Evans, I. S. 1972** General geomorphometry, derivatives of altitude, and descriptive statistics. Chorley, R.J. (ed.) *Spatial analysis in geomorphology*. Mathuen & Co Ltd: 17-9

**Evans, I. S. 1998** 6 What Do Terrain Statistics Really Mean? *Landform Monitoring, Modelling and Analysis*, 1998. John Wiley & Sons. ISBN: 047196977X . s119-138

**Evans, B. M., Walker, D. A., Benson, C. S., Nordstrand, E. A. & Petersen, G. W. 1989** Spatial interrelationships between terrain, snow distribution and vegetation patterns at an arctic foothills site in Alaska. *Holoarctic Ecology* 12: 270-278

**Fischer, H. S. 1990** Simulating the distribution on plant communities in an alpine landscape. *Coenose* 5: 37-45

**Fleming, M. D. 1979** Machine processing of Landsat MSS data and DMA topographic data for forest cover type mapping. *Machine Processing of remotely Sensed Data Symposium*: 377-390

**Florinsky, I. V. & Kuryakova, G. A. 1996** Influence of topography on some vegetation cover properties. *Catena* 27: 123-141

**Frank, T. D. & Isard, S. A. 1986** Alpine Vegetation Classification Using High Resolution Aerial Imagery and Topoclimatic Index Values. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 52, no. 3: 381-388

**Franklin, J. 1995** Predictive vegetation mapping: geographic modeling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography* 19, 4: 474-499

**Franklin, J. 1998** Predicting the distribution of shrub species in Southern California from climate and terrain-derived variables. *Journal of Vegetation Science* 9: 733-748

**Franklin, J., McCullough, P. & Gray, C. 2000** Chapter 14: Terrain Variables for predictive mapping of vegetation communities in Southern California. *Terrain Analysis, Principles and Applications*: 331-353

**Gagnon, D. & Bradfield, G. E. 1987** Gradient analysis of west central Vancouver Island forests. *Canadian Journal of Botany* 65: 822-833

**Gallant, J. C. & Wilson, J. P.** Chapter 3: Primary Topographic Attributes. *Terrain Analysis: Principles and Applications*, 2000: 50-85

- Gartlan, J. S., Newberry, D. McC, Thomas, D. W. & Waterman, P. G.** The influence of topography and soil phosphorus on the vegetation of Korup Forest Reserve, Cameroun. *Vegetatio* 65: 131-148
- Guardia, R., Ninot, J. M. & Clotet, N.** 1992 On the vegetation-topography relationship in the badlands of the upper Llobregat Basin (Southeastern Pyrenees). *Mediterranean erosion*, 3: 45-54
- Guerrero-Campo, J., Alberto F., Hodgson, J., Garcia-Ruiz, J. M. & Montserrat-Marti, G.** 1999 Plant community patterns in a gypsum area of NE Spain. I. Interactions with topographic factors and soil erosion. *Journal of Arid Environmets* 41: 401-410
- Habeck, J. R.** 1969 A gradient analysis of a timberline zone at Logan Pass, Glacier Park, Montana. *Northwest Science*, Vol. 43, No. 2: 65-73
- Harshberger, John W.** 1919 Slope exposure and the distribution of plants in eastern Pennsylvania. *Bulletin of geographical society of Philadelphia*: 53-61
- Harrison, E. A., McIntyre, B. M. & Dueser, R. D.** 1989 Community dynamics and topographic controls on forest pattern in Shenandoah National Park, Virginia. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 116 (1): 1-14
- Heggen, E. S. F., Etzelmüller, B. & Berthling, I.** 2001 Topographic radiation models: sensitivity and application in periglacial geomorphology. *Norsk geografisk tidsskrift*, Vol. 55, 203-211. Oslo ISSN 0029-1951
- Hill, M. O.** 1973 Reciprocal averaging: An eigenvector method of ordination. *Jornal of Ecology* 61: 237-249
- Huchinson, C. F.** 1982 Techniques for Combining Landsat and Ancillary Data for Digital Classification Improvement. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 48. no.1: 122-130
- Hutchinson, M. F.** 1989 A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. *J. Hydrology* 106, s. 211-232
- Hutchinson, M. F. & Gallant, J. C** Chapter 2: Digital Elevation Models and Representation of Terrain Shape. *Terrain Analysis: Principles and Applications*, 2000: 29-50
- Isaksen, K., Hauck, C., Gudevang E., Ødegård, R. S. & Sollid, J. L.** 2002 Mountain permafrost distributin in Dovrefjell and Jotunheimen, Southern Norway, based om BTS and DC resistivity tomography data. *Norsk Geografisk Tidsskrift – Norwegian Journal of Geography* Vol. 56: 122-136
- Isard, S. A.** 1986 Factors influencing soil moisture and plant community distribution on Niwot Ridge, Front Range, Colorado, USA. *Artic and Alpine Research*, vol 18, no 1: 83-96

**Kirkpatrick, J. B. & Nunez, M. 1980** Vegetation-radiation relationships in mountainous terrain: eucalypt-dominated vegetation in Ridson Hills, Tasmania. *Journal of Biogeography* 7: 197-208

**Klemsdal, Tormod 1994** Naturgeografi, naturmiljø og landskap 44 s.

**Kuitel, Pua 1992** Slope aspect effect on soil and vegetation in a mediterranean ecosystem. *Israel journal of botany*, vol. 41: 243-250

**Larsson, J., Y. & Rekdal, Y. 1997** Veiledning i vegetasjonskartlegging. 85 s.

**Lauritzen, Per Roger & Ryvardsen, Leif 2001** FjellNorge fra Trollheimen til Svalbard 219 s.

**Lieffers, V. J. & Larkin-Lieffers, P. A. 1987** Slope, aspect and slope position as factors controlling grassland communities in the coulees of the Oldman River, Alberta. *Canadian Journal of Botany*, vol. 65: 1371-1378

**Mark, D. 1975** Geomorphometric parameters: A review and evaluation. *Geografiske Annaler* 57A: 165-177

**Moen, A. 1998** Vegetasjon. Nasjonalatlas for Norge. 199 s.

**Moore, I. D., Grayson & Landson, A. R. 1991** Digital terrain modeling: A review of hydrological, geomorphological and biological applications. *Hydrological processes*, 5: 7-33

**Moore, I.D., Turner, A.K., Wilson, J.P., Jenson, S.K. & Band, L.E. 1993** GIS and land-surface-subsurface process modeling. Goodchild, M.F., B.O. Parks & L.T. Steyaert (eds.) *Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press: 196-230

**Mowbray, T. B. 1966** Vegetational gradients in the Bearwallow Gorge of the Blue Ridge Escarpment. *The journal of the Elisa Mitchell Scientific Society*, 82: 138-149

**Mowbray, T. B. & Oosting, H. J. 1968** Vegetation gradients in relation to environment and phenology in a Southern Blue Ridge Gorge. *Ecological Monographs*, 38: 309-344

**Odland, A., Birks, H. J. B. & Line, J. M. 1990** Quantitative vegetation-environment relationships in west norwegian tall-fern vegetation. *Nordic Journal of Botany*, vol. 10, no. 5: 511-533

**Olano, J. M., Loidi, J., Ander, G & Escudero, A. 1998** Relating variations in the understorey of bech forests to ecological factors. *Folia Geobotanica* 33: 77-86

**Oliveira-Filho, A. T., Vilela, E. A., Carvalho, D. A. & Gavilanes, M. L. 1994** Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in South-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10: 483-508

**Ostendorf, B. & J. F. Reynolds 1998** A model of arctic tundra vegetation derived from topographic gradients. *Landscape Ecology* 13: 187-201

- Parker, A. J. 1982**, Environmental and compositional ordinations of conifer forests in Yosemite National Park, California. *Madroño*, Vol. 29:109-118
- Parker, A. J. 1989** Forest/environment relationships in Yosemite National Park, California, USA. *Vegetatio* 82: 41-54
- Parker, A. J. 1991** Forest/environment relationships in Lassen Volcanic National Park, California, U.S.A. *Journal of Biogeography* 18: 543-552
- Parker, K. C. 1991** Topography, substrate, and vegetation patterns in the northern Sonoran Desert. *Journal of Biogeography* 18: 151-163
- Pike, R.J. 1988** The geometric signature: Quantifying landslide-terrain types from digital elevation models
- Pike, R. J. 1995** Geomorphometry - progress, practice and prospect. *Z. Geomorph. N.F. Suppl.*- Bd.101, 221-238.
- Pinder, J. E., Kroh, G. C., White, J. D. & Basham May, A. M. 1997** The relationships between vegetation types and topography in Lassen Volcanic National Park. *Plant Ecology* 131: 17-29
- Pook, E. W. & Moore, C. W. E. 1966** The influence of aspect on the composition and the structure of dry sclerophyll forest on Black Mountain, Canberra, A.C.T. *Australian journal of botany*, 14: 223-42
- Rayson, P. 1957** Dark Island Heath (Ninety-mile Plain, South Australia). II. The effects of microtopography on climate, soils and vegetation, *Australian journal of botany* 5: 86-102
- Rekdal, Y. 1998** Fjellvegetasjon og beite i Dovre kommune, 79 s.
- Rekdal, Y. 1991** Vegetasjonskartlegging og bruk av vegetasjonskart, 39 s.
- Rydgren, K. 1994** Low-alpine vegetation in Gutulia National Park, Engerdal, Hedmark, Norway, and its relation to the environment. *Sommerfeltia* 21: 1-47
- Rønning, O. I. 1985** Vegetasjonslære, 119 s.
- Sandbo, Hilde 1999** Digital analyse og klassifikasjon av topografi som verktøy innen geomorfologisk kartlegging. En metodestudie innen geomorfometri fra Dovrefjell, Sør-Norge.
- Schmidt, J. & Dikau, R. 1999** Extracting geomorphometric attributes and objects from digital elevation models - semantics, methods, future needs.
- Strahler, A. H. 1978** Improving forest classification accuracy from Landsat by incorporating topographic information. *Proceedings of the Twelfth International Symposium on Remote Sensing of Environment*: 927-942

**Strahler, A. & Strahler, A. 1994** Introducing physical geography. 533 s.

**Sulebak, J. R., Etzelmüller, B. & Sollid J. L. 1997** Landscape regionalization by automatic classification of landform elements. *Norsk geografisk Tidsskrift* Vol. 51: 31-45

**Ter Braak, C. J. F. 1986** Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5): 1167-1179

**Vankat, J. L. 1982** A gradient perspective on the vegetation of Sequia National Park, California. *Madroño*, vol. 29, no. 3: 200-214

**Walker, R. E., Stoms, D. M. & Davis, F. W. 1992** Modeling potential natural vegetation from a topographic gradient in the Southern Sierra Nevada, California. *GIS/LIS '92 Proceedings*. San Jose: ACSM-ASPRS-URISA-AM/FM, 2: 794-803

**Weibel, R. & DeLotto, J.S. 1988** Automated terrain classification for GIS modeling. *GIS/LIS* 88: 618-627

**Wheatley, J. M., Wilson J. P., Redmond, R. L., Ma Z. & DiBenedetto 2000** Chapter 15: Automated Land Cover Mapping Using Landsat Thematic Mapper Images and Topographic Attributes. *Terrain Analysis. Principles and Applications 2000*: 355-389

**Wielgolaski, F. E 1978** *Planter og omgivelser*. 115 s.

**Whittaker, R. H. 1967** Gradient analysis of vegetation. *Biological reviews*, 49: 207-264

**Whittaker, R. H. 1965** Vegetation of the Santa Catalina mountains, Arizona: A gradient analysis of the south slope. *Ecology* 46: 429-452

**Wilson, J.P. & Gallant J.C.** Chapter 1: Digital Terrain Analysis. *Terrain Analysis: Principles and Applications*, 2000: 1-27

**Wilson, J.P. & Gallant J.C.** Chapter 4: Secondary Topographic Attributes. *Terrain Analysis: Principles and Applications*, 2000: 87-132

**Wilson, J. P., Repetto, P. L. & Snyder, R. D.** Chapter 5: Effect of Data Source, Grid Resolution and Flow-Routing Method on Computed Topographic Attributes, 2000: 133-161

**Zevenbergen, L. W. & Thorne, C. R. 1987** Quantitative Analysis of Land Surface Topography. *Earth Surface Processes and Landforms*, 12, 47-56

**Zimmermann, N. E. & Felix, K. 1999** Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: Species versus community approach. *Journal of Vegetation Science* 10: 469-482

**Ødegård, R. S., Hoelze, M., Johansen, K. V. & Sollid, J. L. 1996** Permafrost mapping and prospecting in southern Norway

**Økland, R. H. & Eilertsen, O. 1993** Vegetation-environment relationships og boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. *Sommerfeltia* 16: 1-254

**Økland, T. 1996** Vegetation-environment relationships of boreal spruce forests in ten monitoring reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 22: 1-349

**Tillegg**

## TILLEGG 1 : Terrengparametre med forkortelser

**h:** høyde  
**h\_m:** midlet høyde  
**h\_s:** standardavvik høyde  
**mhry:** middelerdi av høyde fra cellen til nærmeste rygg  
**aspre1:** aspekt delt inn i fem verdier hvor nord har verdi 1 og sør har verdi 5  
**aspre1\_m:** midlet aspre1  
**aspre1\_s:** standardavvik aspre1  
**aspre2:** aspekt delt inn i fem verdier hvor vest har verdi 1 og øst har verdi 5  
**aspre2\_m:** midlet aspre2  
**aspre2\_s:** standardavvik aspre2  
**heln:** helning  
**heln\_m:** midlet helning  
**heln\_s:** standardavvik helning  
**mhlry:** middelerdi av helning fra cellen til nærmeste rygg  
**k:** totalkurvatur  
**k\_m:** midlet totalkurvatur  
**k\_s:** standardavvik totalkurvatur  
**mkry:** middelerdi av totalkurvatur fra cellen til nærmeste rygg  
**plk:** plankurvatur  
**plk\_m:** midlet plankurvatur  
**plk\_s:** standardavvik plankurvatur  
**mplkry:** middelerdi av plankurvatur fra cellen til nærmeste rygg  
**prk:** profilkurvatur  
**prk\_m:** midlet profilkurvatur  
**prk\_s:** standardavvik profilkurvatur  
**mprkry:** middelerdi av profilkurvatur fra cellen til nærmeste rygg  
**inn:** innstråling  
**inn\_m:** midlet innstråling  
**inn\_s:** standardavvik stråling  
**w:** wetnessindex  
**w\_m:** midlet wetnessindex  
**w\_s:** standardavvik wetnessindex  
**wpl:** wetnessindex \* plankurvatur  
**wpl\_m:** midlet wpl  
**wpl\_s:** standardavvik wpl  
**ti:** topoklimatisk indeks  
**ti\_m:** midlet topoklimatisk indeks  
**ti\_s:** standardavvik topografisk indeks  
**spi:** snøpotensialeindeks  
**spi\_m:** midlet snøpotensialeindeks  
**spi\_s:** standardavvik snøpotensialeindeks  
**spihl:** snøpotensiale \* helning  
**spihl\_m:** midlet spihl  
**spihl\_s:** standardavvik spihl  
**ru:** ruhet  
**ru\_m:** midlet ruhet  
**ru\_s:** standardavvik ruhet  
**ary:** avstand fra cellen til nærmeste rygg  
**pary:** projisert avstand fra cellen nærmeste rygg

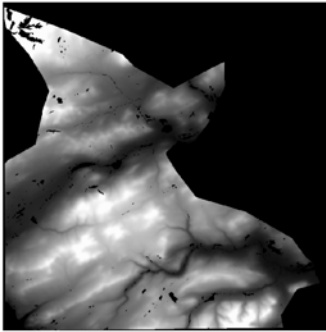


## **TILLEGG 2: Vegetasjonstyper med nummerering**

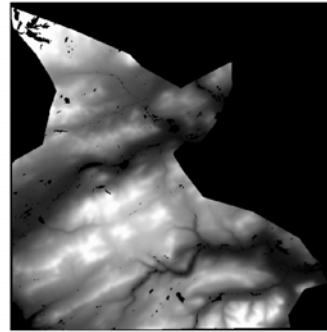
1. Lavhei
2. Mosesnøleie
3. Reinrosehei
4. Blåbærbjørkeskog
5. Rischei og alpin røsslynghei
6. Lav – og lyngrik bjørkeskog
7. Myr
8. Engbjørkeskog
9. Grassnøleie
10. Tørrgrashei
11. Lågurteng
12. Høgstaudeeng
13. Ur og blokkmark

**TILLEGG 3 : Grid over alle terregparametrene**

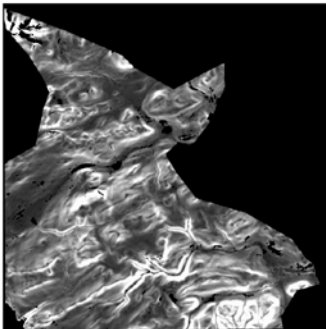
Lyse områder representerer høyere verdier, helt svarte områder har verdi nodata  
Logtransformerte parametre ender med '



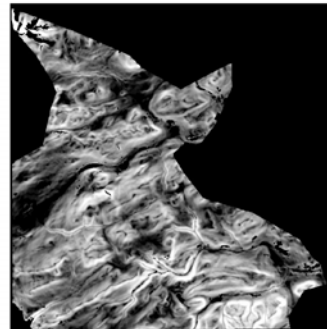
h



h\_m



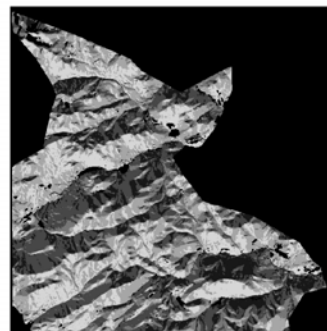
h\_s



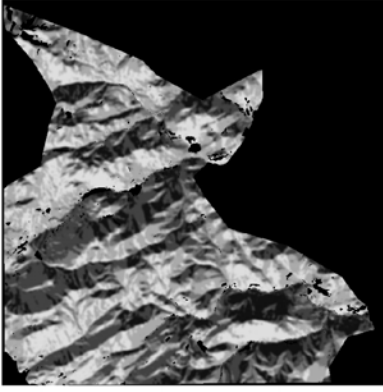
h\_sl



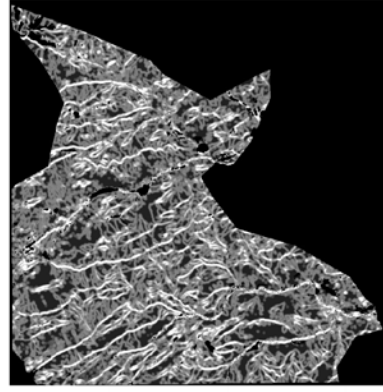
mhry



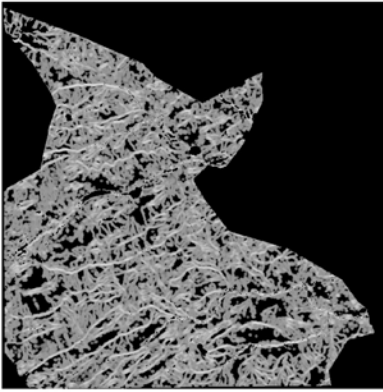
aspre1



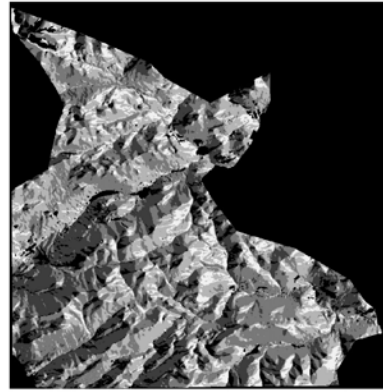
aspre1\_m



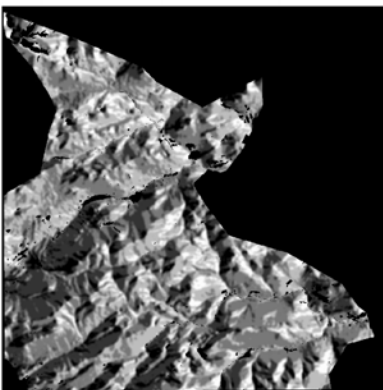
aspre1\_s



aspre1\_sl



aspre2



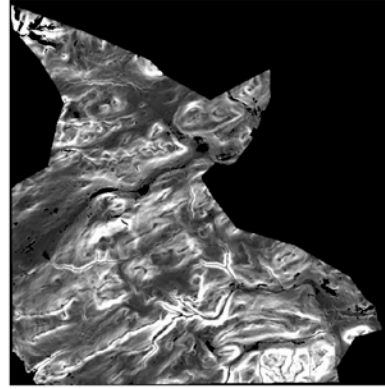
aspre2\_m



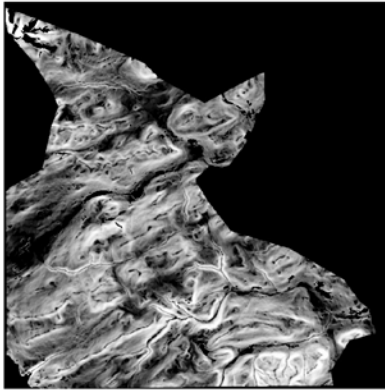
aspre2\_s



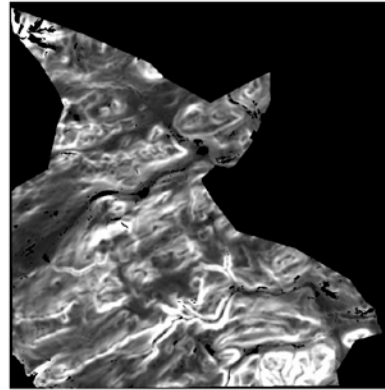
aspre2\_sl



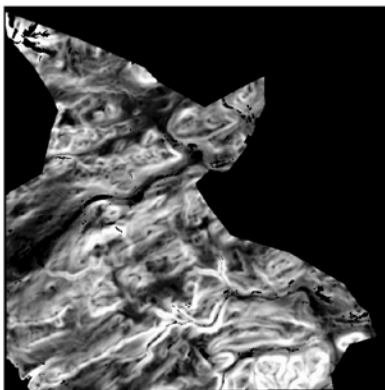
heln



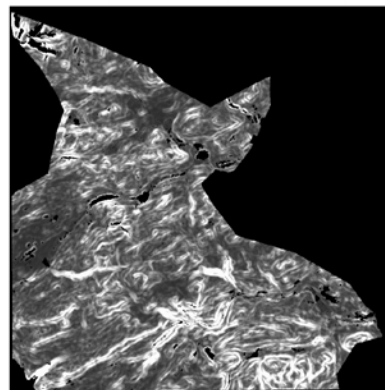
helnl



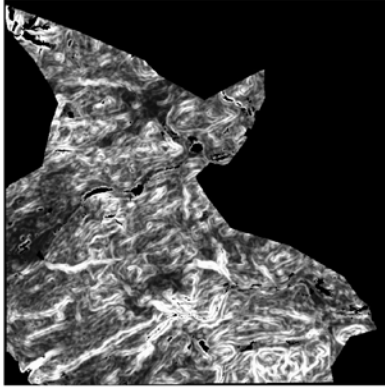
heln\_m



heln\_ml



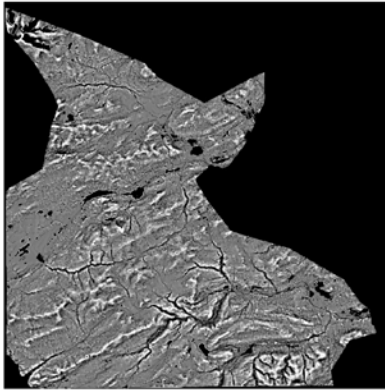
heln\_s



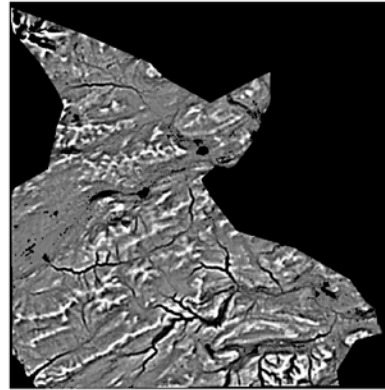
hel\_n\_sl



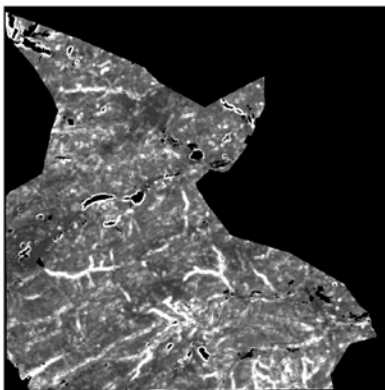
mhlry



k



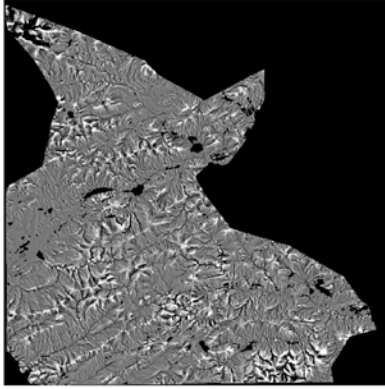
k\_m



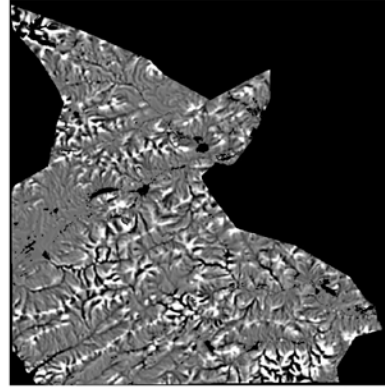
k\_s



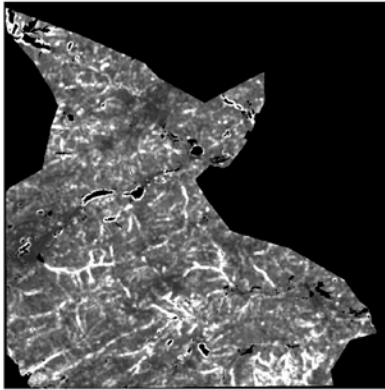
mkry



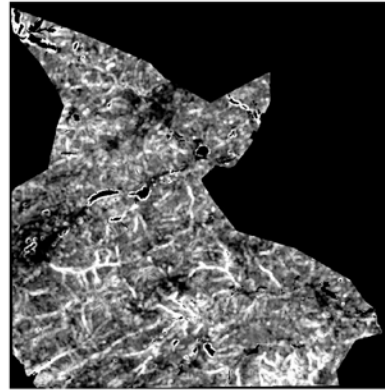
plk



plk\_m



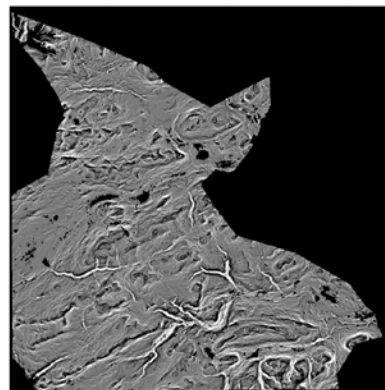
plk\_s



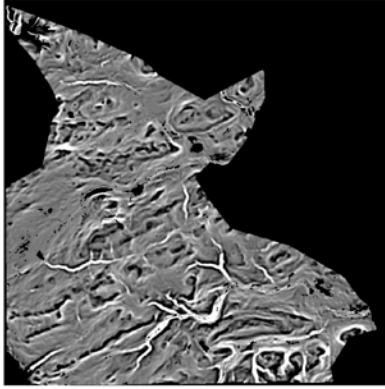
plk\_sl



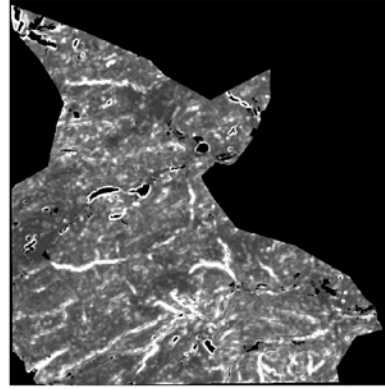
mplkry



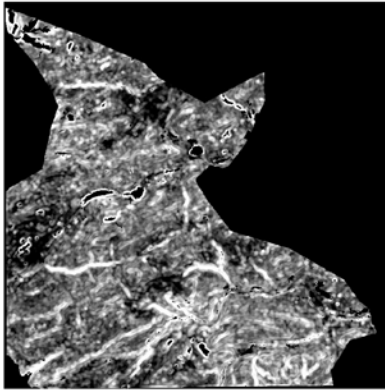
prk



prk\_m



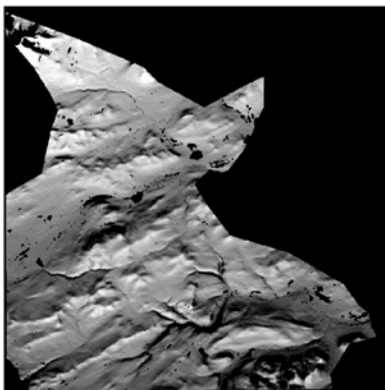
prk\_s



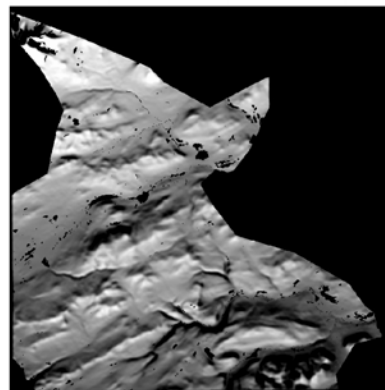
prk\_sl



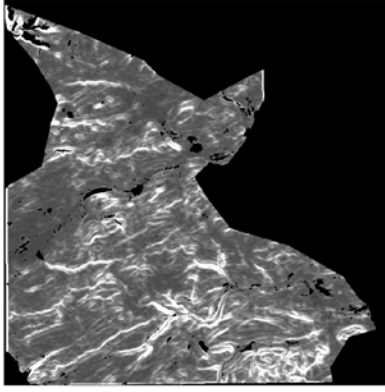
mprkry



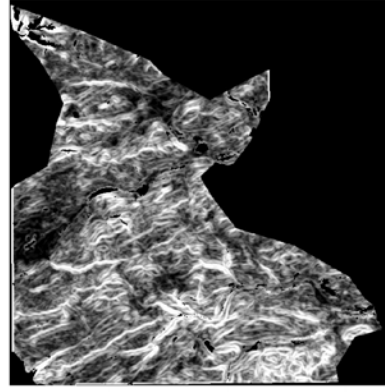
inn



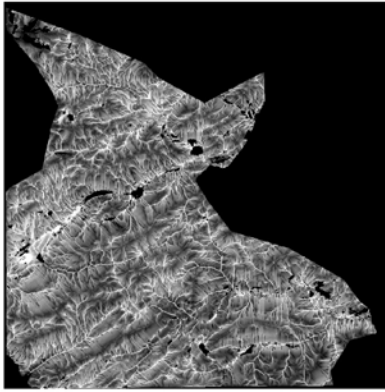
inn\_m



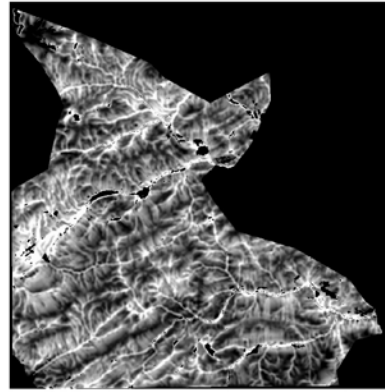
inn\_s



inn\_sl



W



W\_m

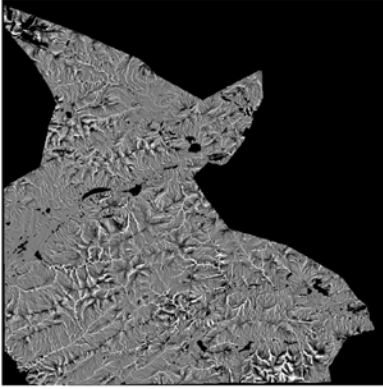


W\_s

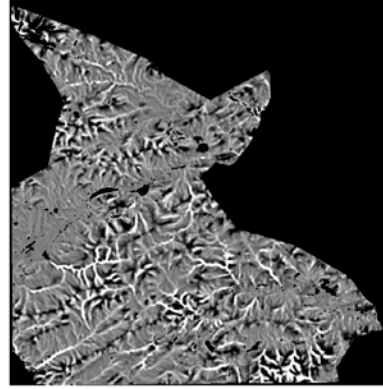


W\_sl

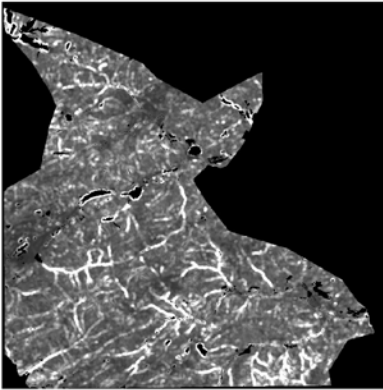




wpl



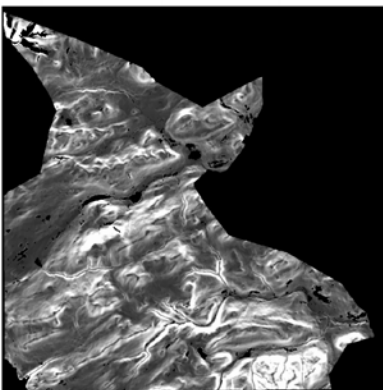
wpl\_m



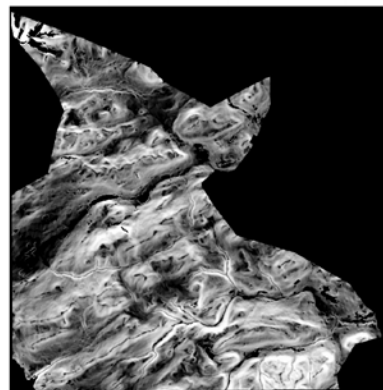
wpl\_s



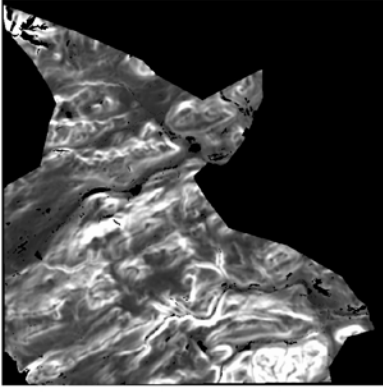
wpl\_sl



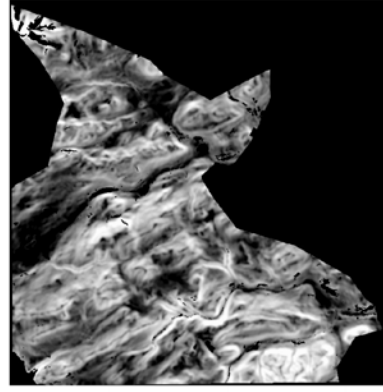
ti



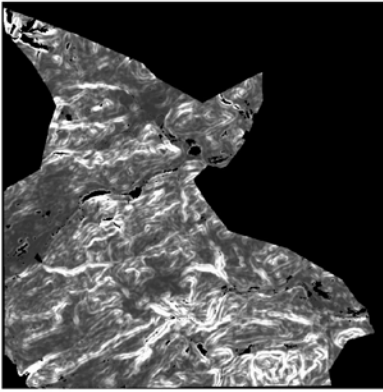
til



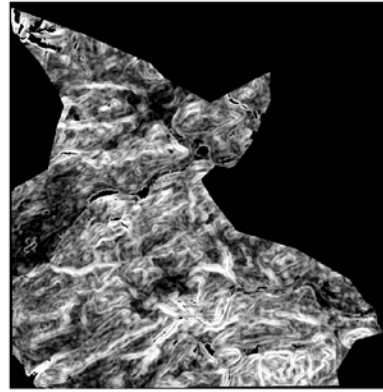
ti\_m



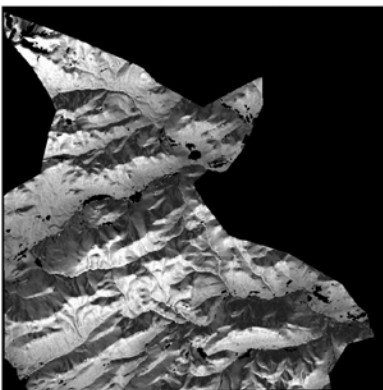
ti\_ml



ti\_s



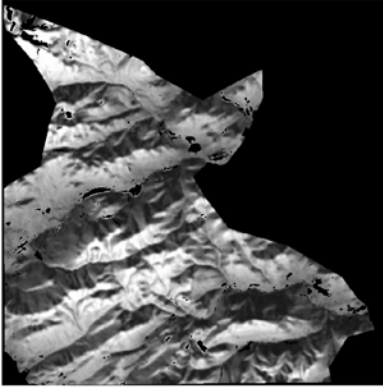
ti\_sl



spi



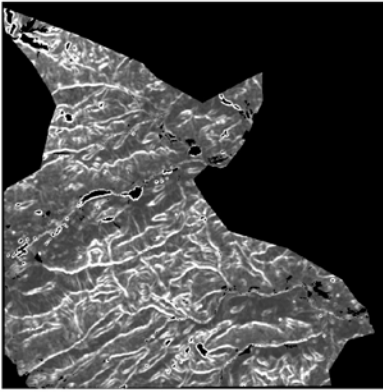
spil



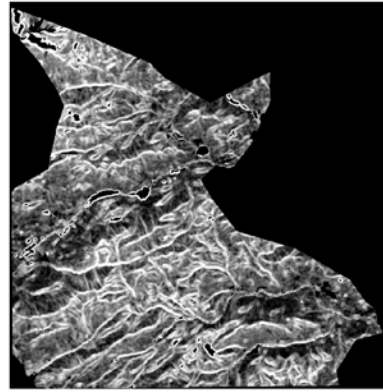
spi\_m



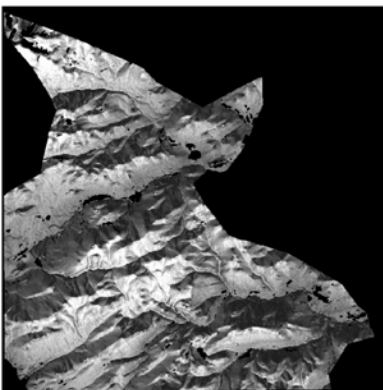
spi\_ml



spi\_s



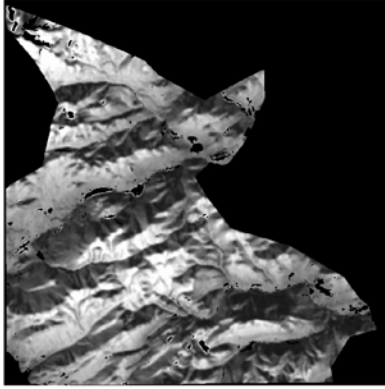
spi\_sl



spihl



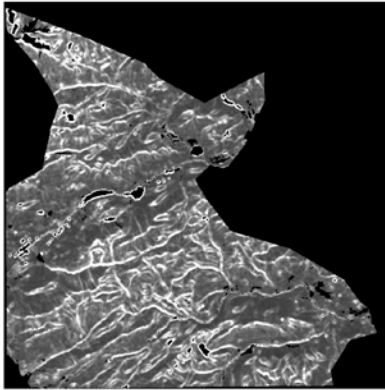
spihll



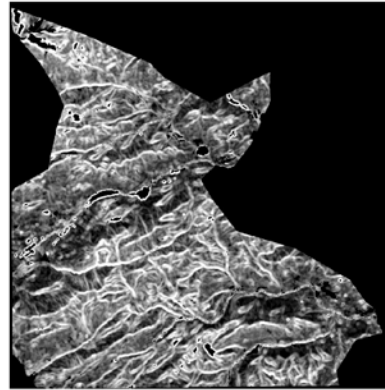
spihl\_m



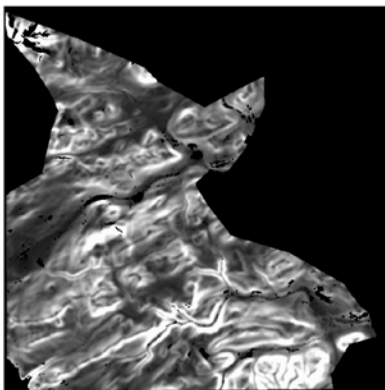
spihl\_ml



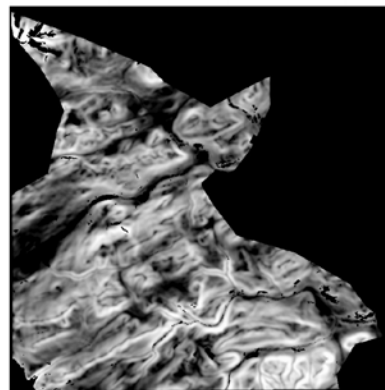
spihl\_s



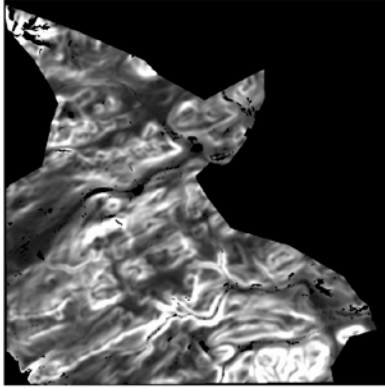
spihl\_sl



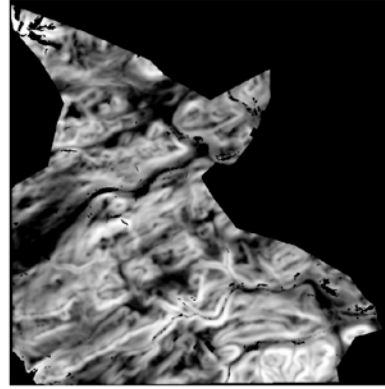
ru



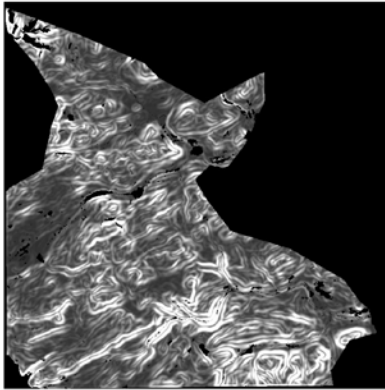
rul



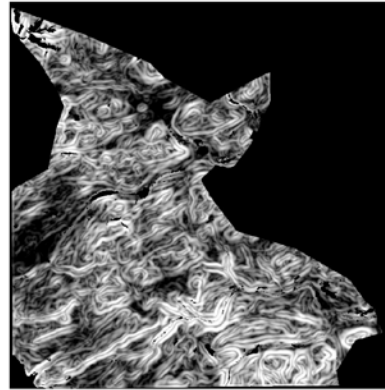
ru\_m



ru\_ml



ru\_s



ru\_sl



ary



aryl

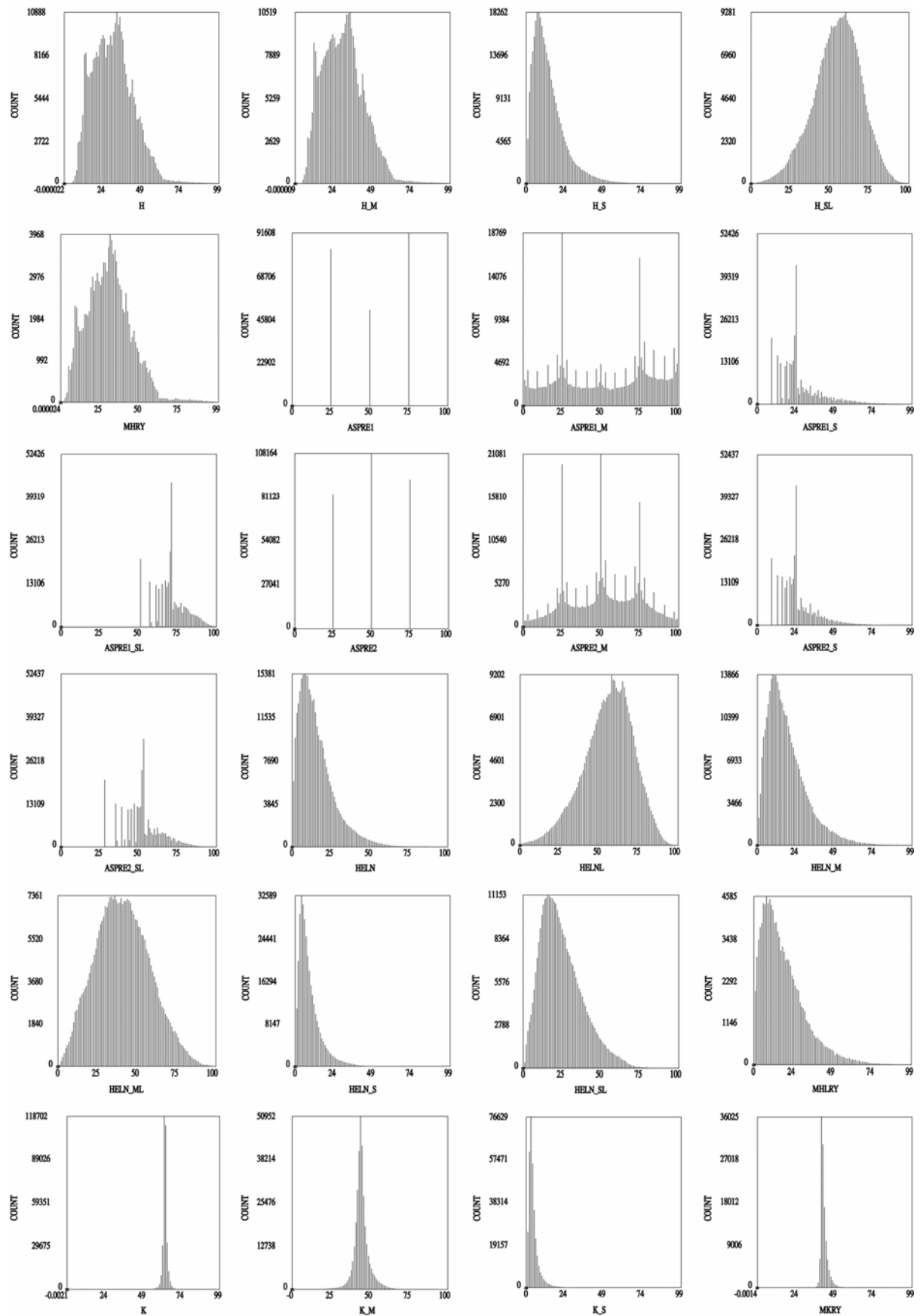


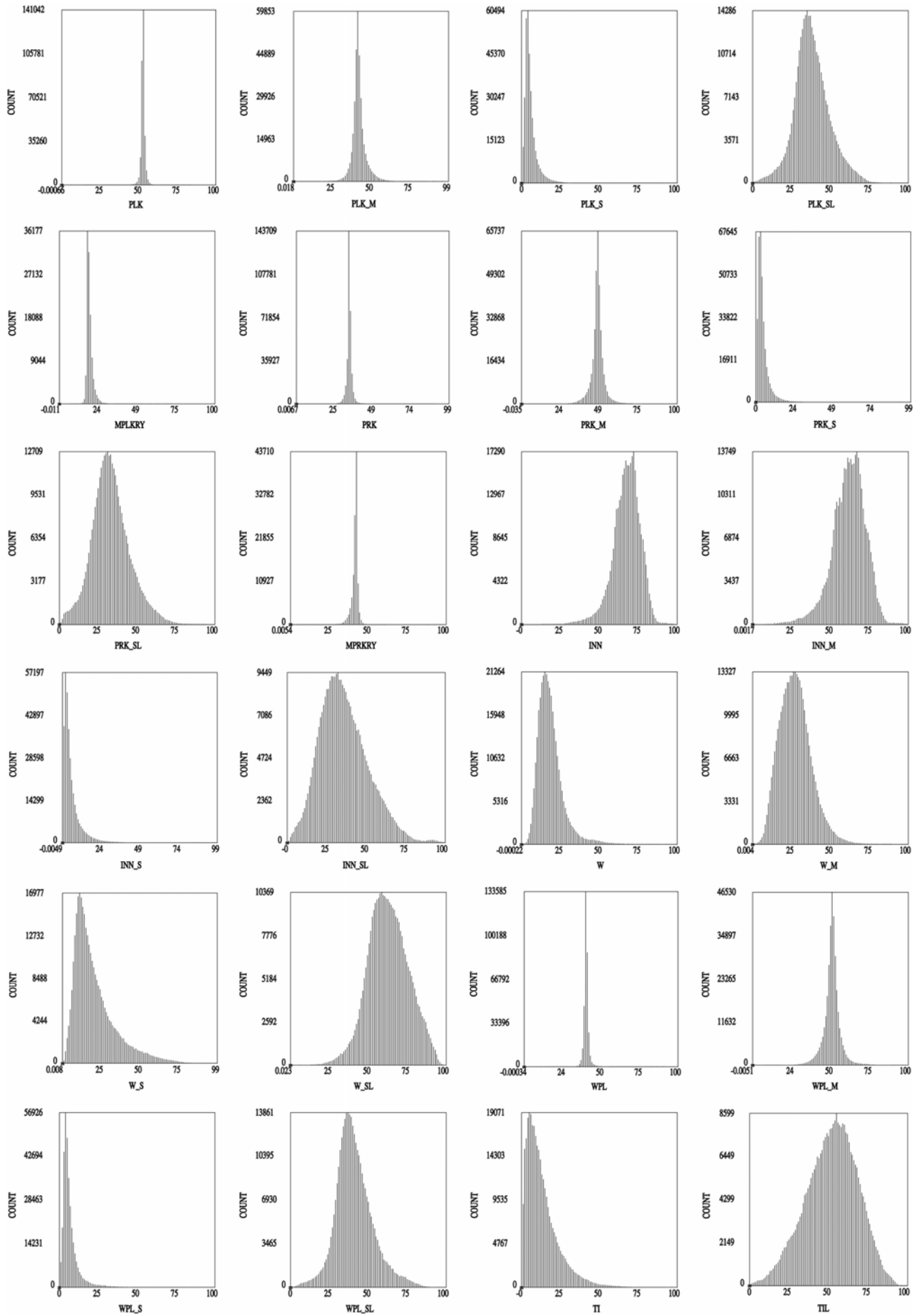
pary



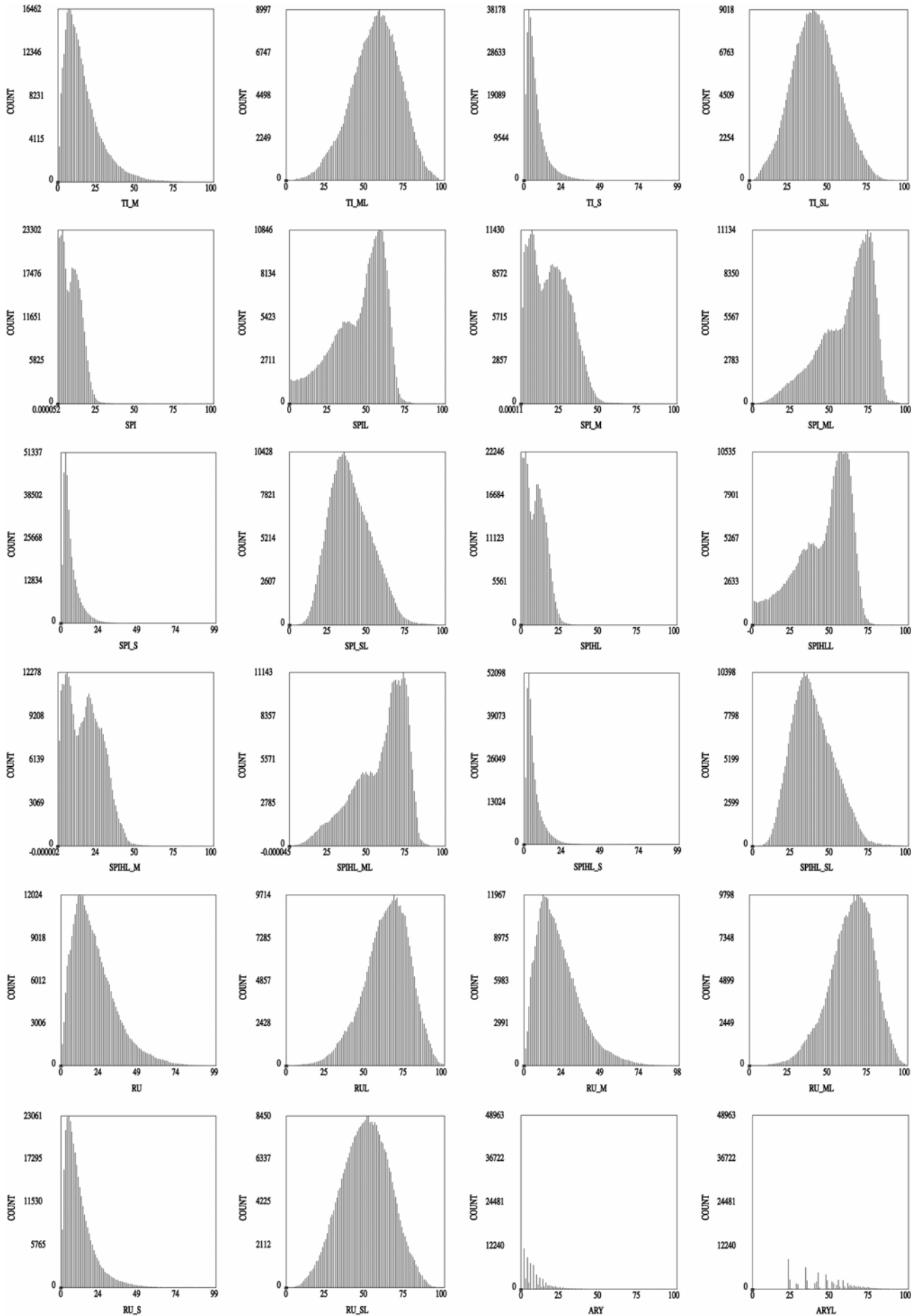
paryl

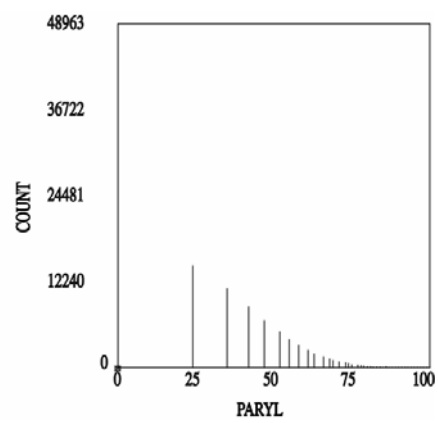
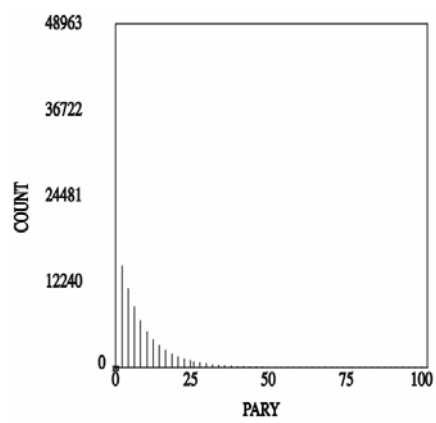
**TILLEGG 4: Histogrammer for hver parameter i forsøksområdet**  
(Parameterliste i tillegg 1. Endelsen 'L' på logtransformerte parametre)

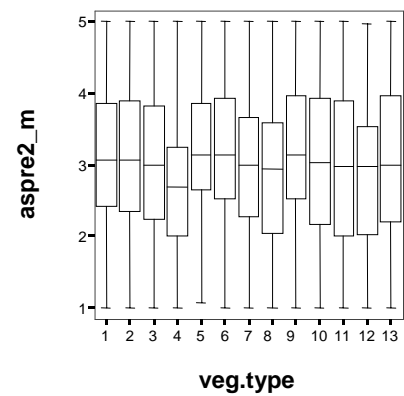
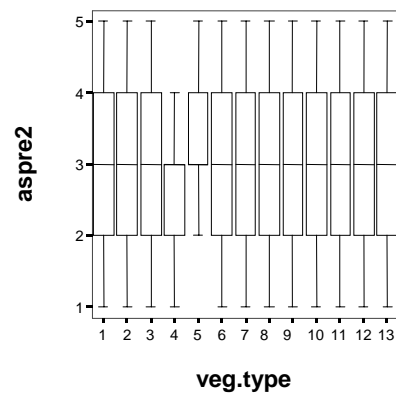
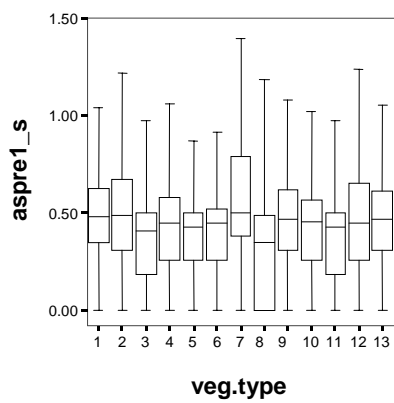
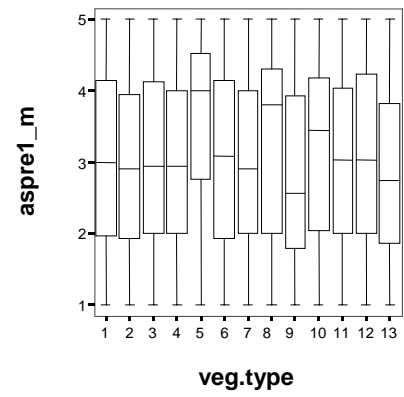
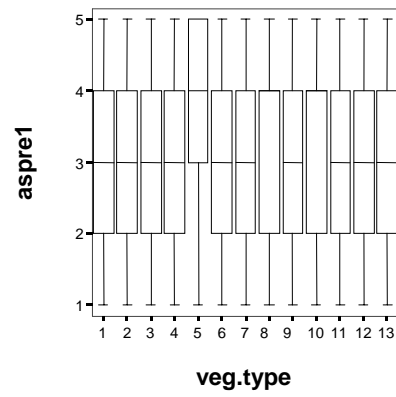
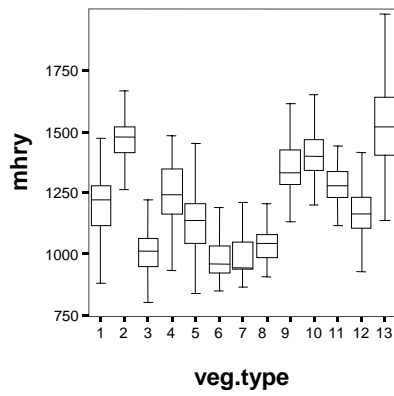
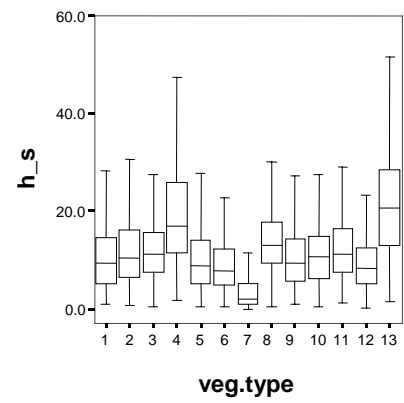
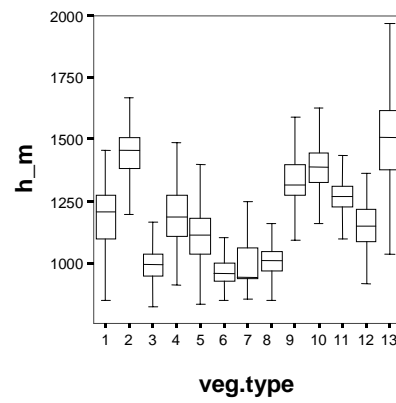
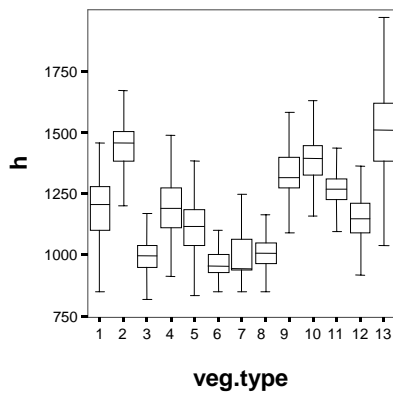


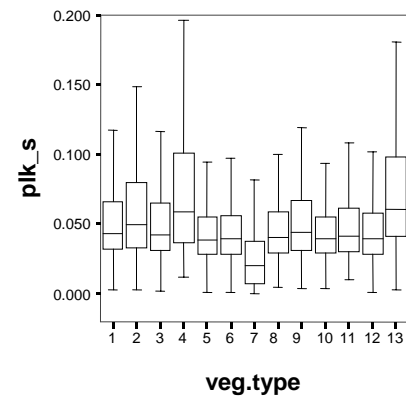
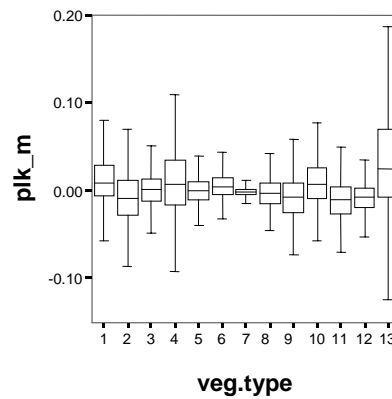
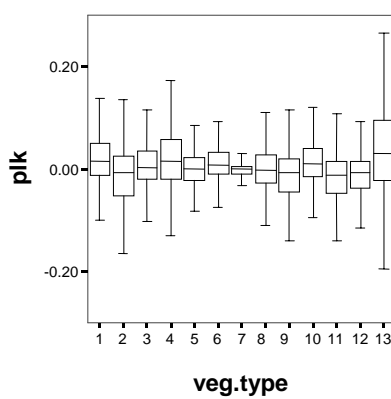
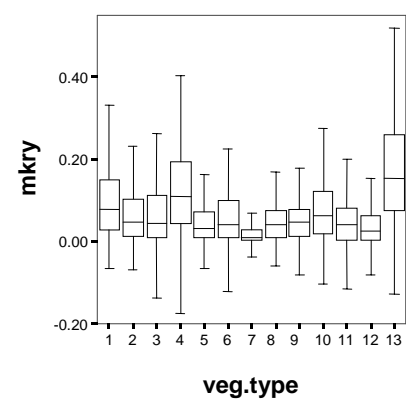
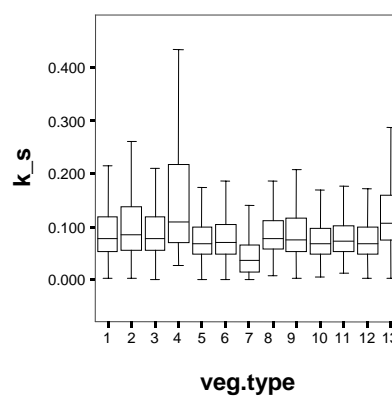
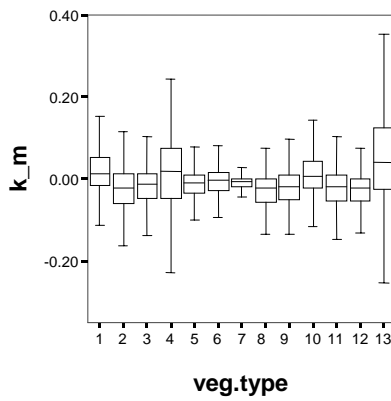
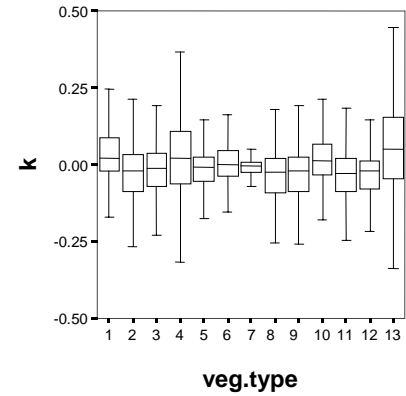
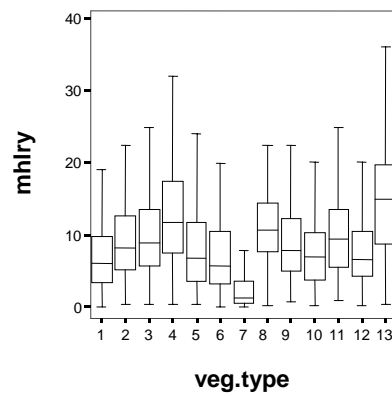
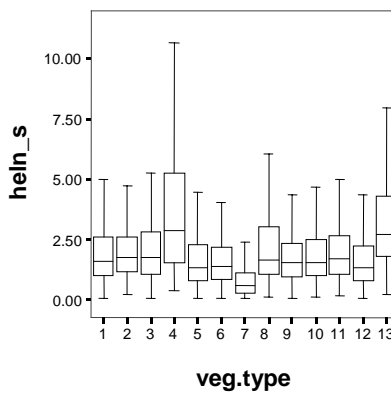
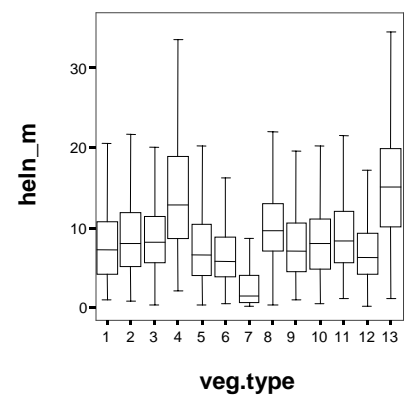
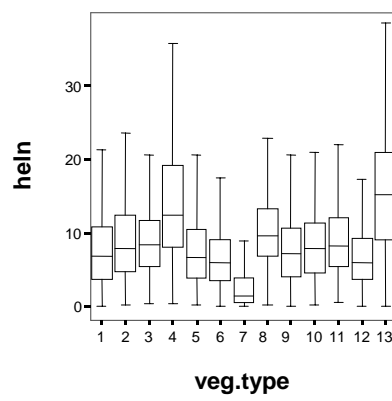
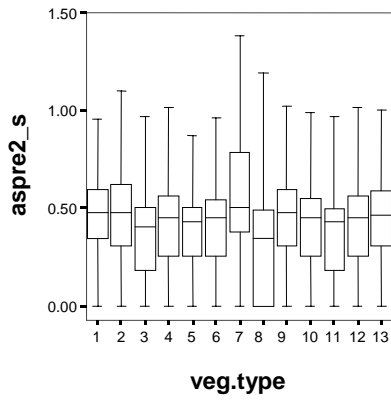


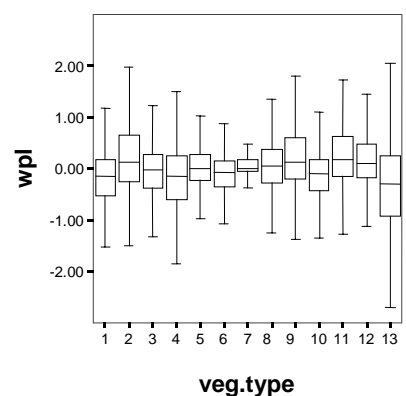
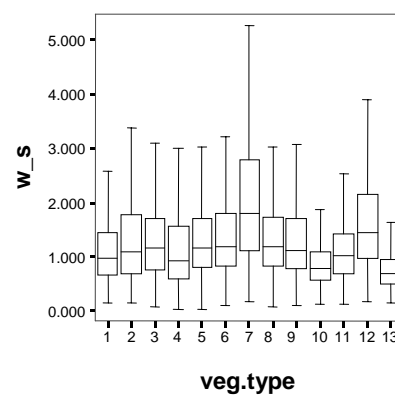
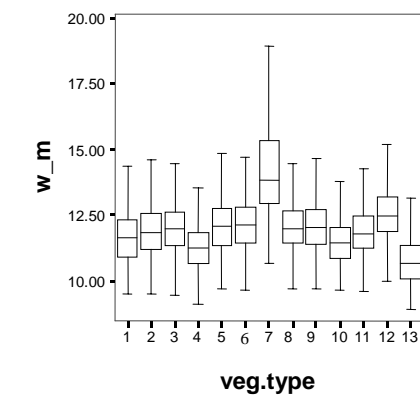
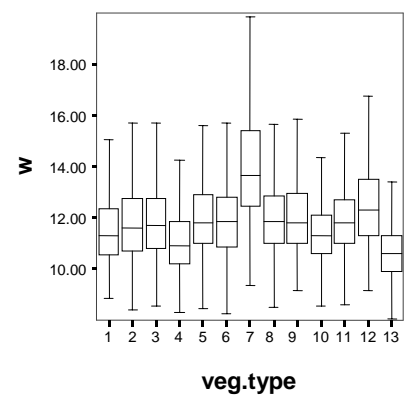
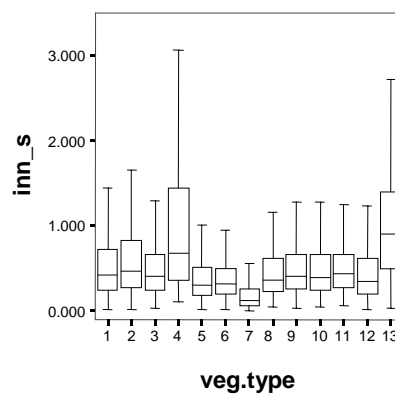
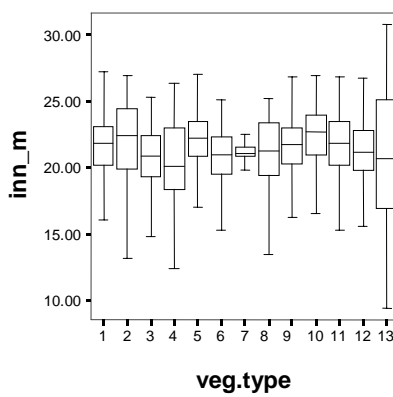
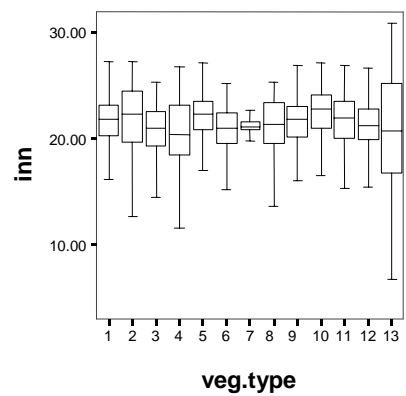
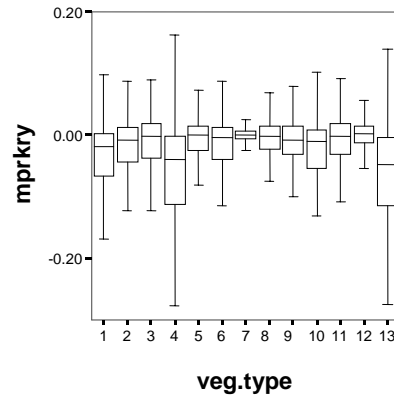
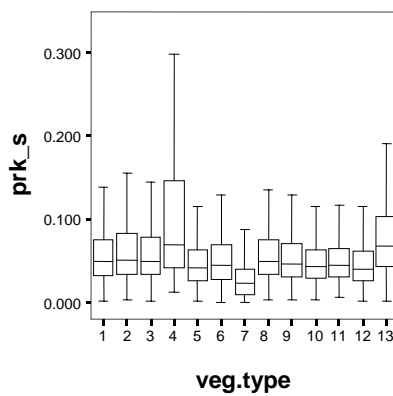
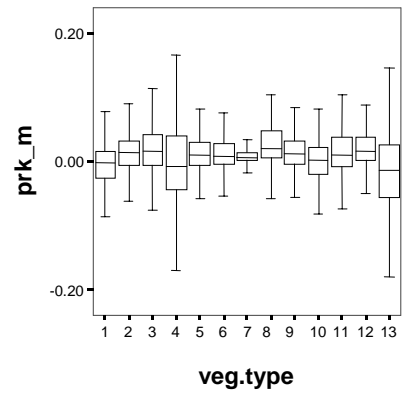
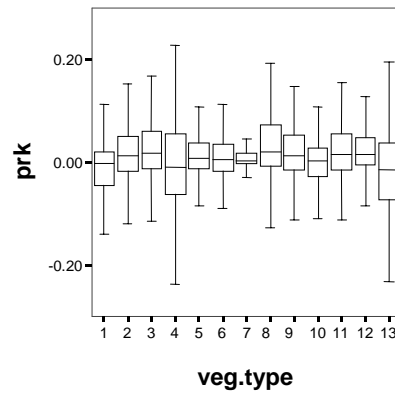
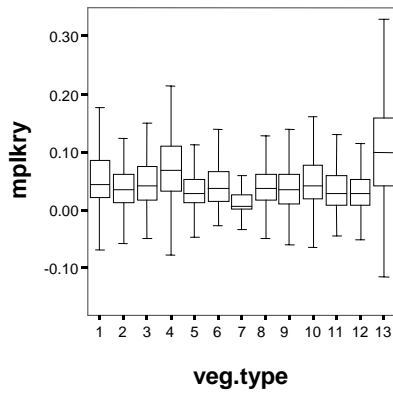


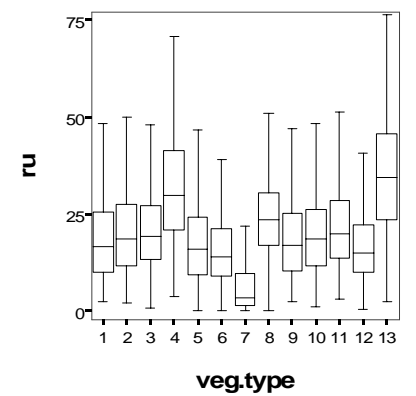
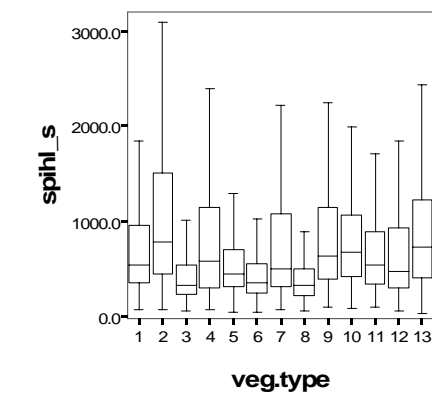
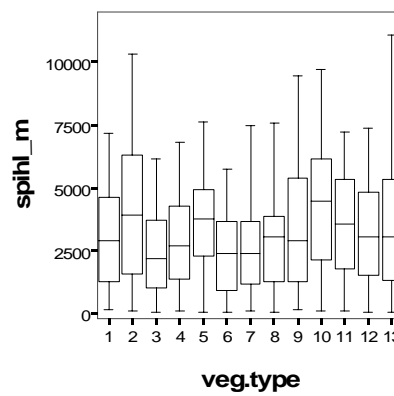
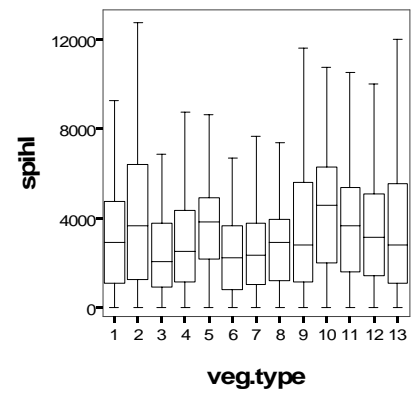
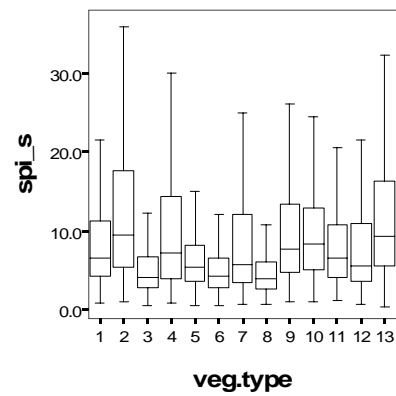
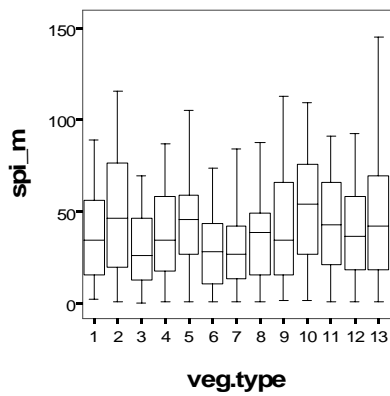
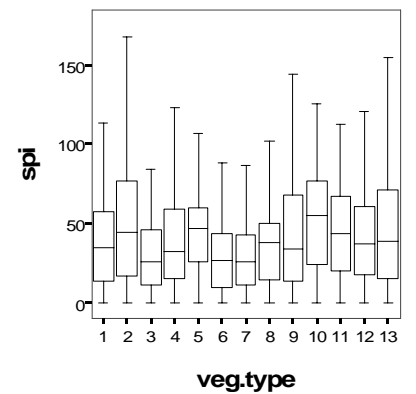
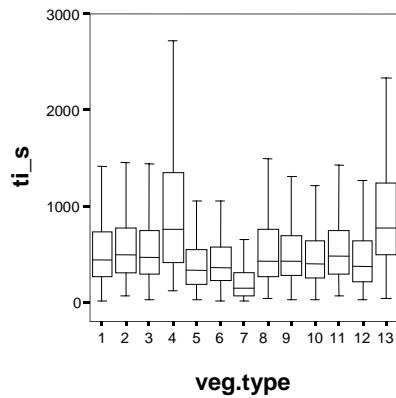
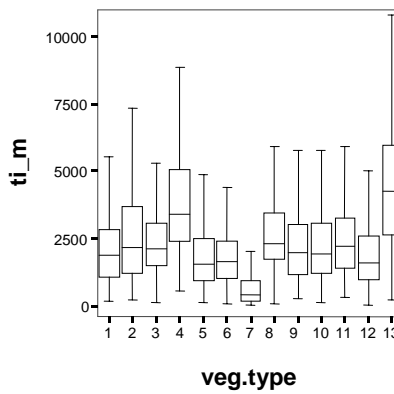
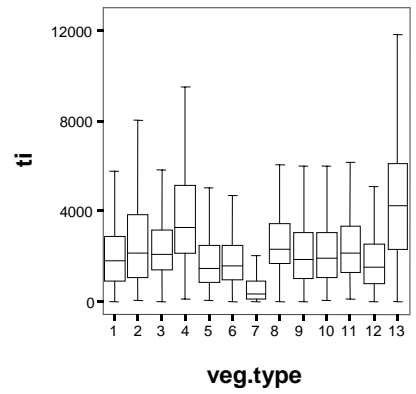
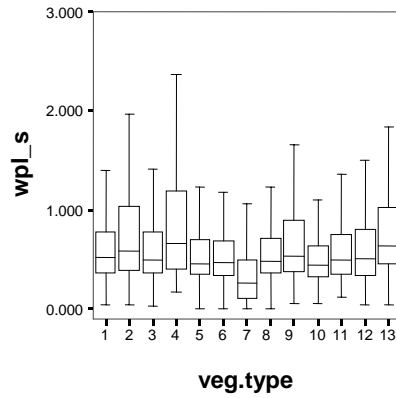
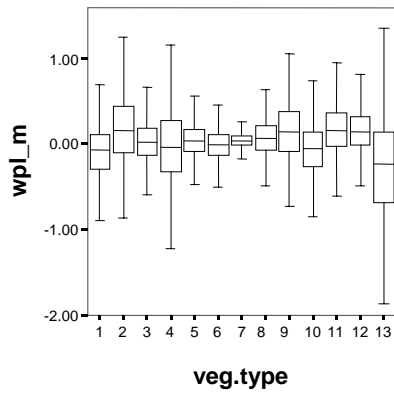




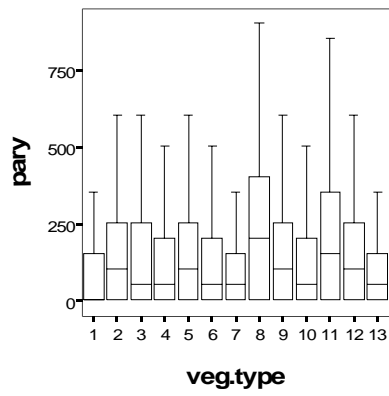
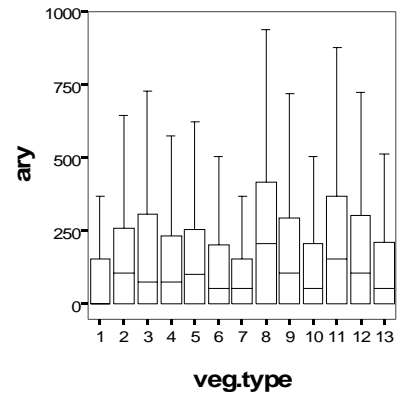
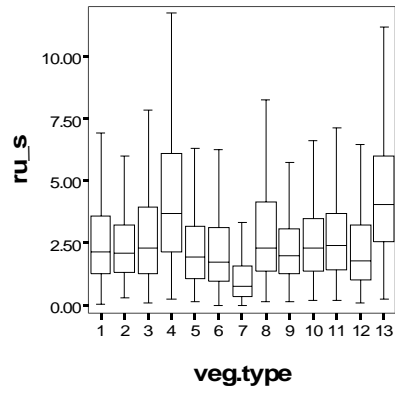
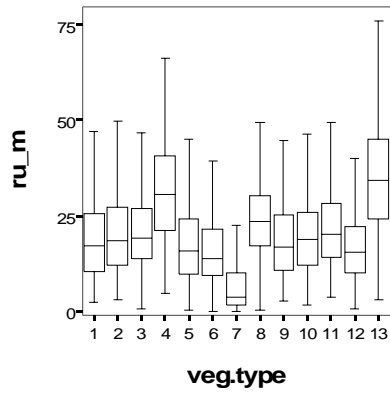
**TILLEGG 5: Boksplott**







147



**TILLEGG 6: Klassestatistikk for parametrene**

Klasse	Lavhei			Mosesnøleie			Blåbærbjørkeskog			Reinrosehei			Rishei og alpin røsslenghei			Lav – og lyngrik bjørkeskog			Myr		
Parameter	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max
H	828	1189	1579	1069	1439	1673	737	994	1239	910	1198	1486	825	1103	1556	833	970	1227	840	1083	1400
H_M	829	1188	1578	1070	1440	1672	758	995	1239	912	1199	1485	829	1103	1555	847	971	1225	842	1084	1401
H_S	0,2	10,9	52,3	0,4	11,8	49,5	0,1	12,6	57,3	1,3	19,3	56,9	0	10,6	57,0	0	9,6	52,1	0	5,9	32,3
MHRY	828	1206	1570	1073	1467	1673	802	1022	1335	911	1240	1486	830	1124	1577	853	989	1306	839	1093	1446
ASP1	1	2,98	5	1	2,82	5	1	3,07	5	1	2,98	5	1	3,51	5	1	3,02	5	1	3,3	5
ASP1_M	1	3	5	1	2,85	5	1	3,08	5	1	3	5	1	3,5	5	1	3,03	5	1	3,29	5
ASP1_S	0	0,50	1,94	0	0,50	1,83	0	0,39	1,94	0	0,44	1,93	0	0,43	1,93	0	0,29	1,94	0	0,47	1,95
ASP2	1	3,08	5	1	3,13	5	1	3,06	5	1	2,72	5	1	3,16	5	1	3,20	5	1	3,02	5
ASP2_M	1	3,08	5	1	3,1	5	1	3,05	5	1	2,76	5	1	3,16	5	1	3,21	5	1	3,01	5
ASP2_S	0	0,47	1,89	0	0,48	1,75	0	0,37	1,77	0	0,44	1,83	0	0,4	1,79	0	0,41	1,7	0	0,45	1,83
HELN	0	8,0	36,32	0	8,87	34,21	0	9,37	40,08	0,31	14,09	39,31	0	7,9	39,41	0	7,1	39,57	0	4,3	22,77
HELN_M	0,35	8,10	33,39	0,59	8,73	32,02	0,11	9,16	34,08	1,51	14,03	34,44	0	7,76	34,89	0,25	7,0	30,37	0,05	4,48	22,88
HELN_S	0,024	2,05	13,05	0,11	1,92	9,41	0,04	2,13	13,20	0,35	3,51	11,6	0	1,81	12,93	0,03	1,67	11,09	0,02	1,14	8,84
MHLRY	0	7,43	38,83	0,04	8,78	32,8	0,05	10,19	34,72	0,31	13,02	38,78	0,01	8,13	38,45	0,05	7,64	33,86	0	4,84	28,25
K	-1,94	0,03	1,51	-2,61	-0,04	1,14	-2,53	-0,02	2,16	-1,79	-0,01	1,29	-2,05	-0,01	1,06	-1,72	0	0,83	-1,77	-0,02	1,52
K_M	-0,47	0,02	0,42	-0,34	-0,02	0,3	-0,6	-0,02	0,42	-0,45	0	0,48	-0,54	-0,01	0,41	-0,58	-0,01	0,29	-0,33	-0,02	0,2
K_S	0,001	0,096	0,763	0,003	0,107	1,188	0	0,106	0,808	0,018	0,161	1,379	0	0,087	0,639	0	0,088	0,641	0	0,064	0,644
MKRY	-0,58	0,1	1,52	-0,35	0,07	1,14	-0,58	0,06	2,16	-0,42	0,14	1,02	-0,49	0,06	1,06	-0,42	0,06	0,84	-0,98	0,03	1,52
PLK	-0,98	0,02	1,09	-1,52	-0,02	0,43	-1,04	0	1,12	-1,07	0,01	1,03	-0,96	0	0,88	-0,67	0,01	0,49	-1,18	-0,01	1,03
PLK_M	-0,21	0,01	0,26	-0,17	-0,01	0,17	-0,18	0	0,23	-0,20	0,01	0,27	-0,2	0	0,25	-0,15	0,01	0,2	-0,09	-0,01	0,07
PLK_S	0,001	0,053	0,371	0,002	0,061	0,513	0	0,056	0,382	0,009	0,081	0,635	0	0,047	0,35	0	0,047	0,337	0	0,036	0,344
MPLKRY	-0,21	0,06	1,09	-0,14	0,04	0,43	-0,29	0,05	1,12	-0,14	0,08	1,03	-0,13	0,04	0,88	-0,13	0,05	0,49	-0,35	0,03	1,03
PRK	-0,83	-0,01	1,17	-1,08	0,02	1,08	-1,04	0,02	1,49	-0,92	0,02	1,28	-0,63	0,01	1,51	-0,57	0,01	1,08	-0,70	0,01	0,90
PRK_M	-0,26	-0,01	0,38	-0,23	0,01	0,31	-0,30	0,02	0,51	-0,25	0,02	0,41	-0,29	0,01	0,40	-0,21	0,01	0,46	-0,18	0,01	0,28
PRK_S	0	0,060	0,495	0,002	0,065	0,754	0	0,069	0,549	0,012	0,110	0,812	0	0,056	0,470	0	0,056	0,492	0	0,039	0,402
MPKRY	-0,84	-0,06	0,58	-1,08	-0,03	0,43	-1,03	-0,01	0,58	-0,67	-0,05	0,67	-0,63	-0,01	0,49	-0,57	-0,01	0,42	-0,70	0	0,62
INN	2,0	21,3	27,8	11,4	21,9	27,4	3,2	20,7	25,9	10,5	20,3	26,8	0,9	21,9	27,5	3,7	20,9	25,6	2,3	21,7	26,9
INN_M	8,6	21,3	27,6	12,8	22,0	27,2	9,3	20,7	25,7	11,9	20,3	26,4	10,3	17,0	27,3	11,7	20,9	25,4	13,8	21,7	26,9
INN_S	0,01	0,61	9,88	0,02	0,60	4,15	0,01	0,58	8,63	0,10	1,03	5,00	0,09	0,52	9,91	0,01	0,43	7,71	0,01	0,33	8,85



Klasse	Engbjørkeskog			Grassnøleie			Tørrgrashei			Lågurteng			Høgstaudeeng			Ur og blokkmark		
Parameter	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max
H	829	1008	1206	1000	1332	1621	864	1393	1675	1003	1262	1440	841	1146	1381	923	1513	2258
H_M	825	1110	1208	1001	1333	1621	864	1392	1669	1010	1263	1436	1010	1262	1436	841	1147	2239
H_S	0,3	14,6	54,3	0,4	10,8	49,4	0,3	11,3	54,3	1,0	12,7	48,1	0,1	9,6	48,9	0,3	21,9	81,53
MHRY	830	1043	1349	1084	1353	1630	870	1404	1679	1012	1282	1446	849	1170	1458	929	1557	2258
ASP1	1	3,23	5	1	2,8	5	1	3,26	5	1	3,04	5	1	3,18	5	1	2,78	5
ASP1_M	1	3,22	5	1	2,8	5	1	3,26	5	1	3,04	5	1	3,15	5	1	2,78	5
ASP1_S	0	0,32	1,91	0	0,48	1,85	0	0,45	1,94	0	0,42	1,81	0	0,47	1,92	0	0,47	1,88
ASP2	1	2,87	5	1	3,21	5	1	3,05	5	1	2,94	5	1	2,89	5	1	3,09	5
ASP2_M	1	2,88	5	1	3,18	5	1	3,05	5	1	2,95	5	1	2,89	5	1	3,08	5
ASP2_S	0	0,31	1,78	0	0,46	1,74	0	0,43	1,85	0	0,4	1,63	0	0,43	1,92	0	0,46	1,94
HELN	0	10,86	38,24	0	8,04	35,73	0	8,35	37,1	0,37	9,31	33,84	0	7,0	34,11	0	15,77	55,32
HELN_M	0,23	10,6	33,09	0,41	8,0	30,89	0,26	8,37	33,83	0,92	9,39	31,7	0,13	7,23	32,06	0,28	15,61	45,24
HELN_S	1,0	2,33	12,9	0,04	1,84	10,0	0,05	1,91	11,00	0,17	2,01	8,71	0,04	1,76	11,52	0,05	3,29	22,06
MHLRY	0,12	11,95	38,4	0,21	8,53	28,17	0	7,78	30,74	0,36	9,8	33,65	0,03	8,14	32,87	0	8,63	46,4
K	-3,08	-0,04	1,71	-1,77	-0,04	1,06	-3,41	0,02	2,38	-1,16	-0,04	0,45	-1,66	-0,05	0,96	-5,87	0,04	3,28
K_M	-0,6	-0,03	0,32	-0,42	-0,02	0,31	-0,4	0,01	0,44	-0,27	-0,02	0,27	-0,46	-0,03	0,29	-0,66	0,04	0,83
K_S	0,006	0,109	1,053	0,002	0,096	0,673	0,002	0,081	1,408	0,01	0,087	0,426	0,001	0,086	0,549	0,002	0,144	2,124
MKRY	-0,47	0,06	1,11	-0,58	0,05	1,06	-0,23	0,09	0,84	-0,41	0,04	0,51	-0,58	0,04	0,89	-2,12	0,17	3,01
PLK	-1,66	-0,01	0,83	-0,85	-0,02	0,58	-1,54	0,01	0,99	-0,7	-0,02	0,39	-0,95	-0,02	0,61	-2,91	0,03	2,62
PLK_M	-0,18	0	0,26	-0,17	0	0,19	-0,16	0,01	0,23	-0,13	-0,01	0,24	-0,19	-0,01	0,17	-0,34	0,03	0,48
PLK_S	0,003	0,055	0,469	0,002	0,056	0,271	0,002	0,047	0,631	0,008	0,051	0,291	0	0,035	0,294	0	0,082	0,916
MPLKRY	-0,09	0,05	0,63	-0,13	0,04	0,58	-0,19	0,06	0,52	-0,9	0,04	0,39	-0,14	0,03	0,61	-0,56	0,10	2,62
PRK	-0,98	0,04	1,52	-0,65	0,02	1,10	-1,42	0	2,02	-0,35	0,02	0,70	-0,58	0,03	1,01	-1,81	-0,18	3,43
PRK_M	-0,2	0,03	0,46	-0,23	0,01	0,37	-0,28	0	0,30	-0,20	0,01	0,21	-0,18	0,02	0,38	-0,61	-0,01	0,64
PRK_S	0,003	0,072	0,661	0,001	0,058	0,471	0	0,051	0,865	0,005	0,054	0,284	0	0,053	0,393	0,001	0,092	1,332
MPRKRY	-0,65	-0,01	0,55	-0,62	-0,01	0,58	-0,74	-0,03	0,24	-0,25	-0,01	0,43	-0,39	0	0,58	-1,55	-0,07	2,12
INN	2,1	21,1	26,1	5,1	21,7	27,4	2,2	22,5	27,8	13,4	21,7	27,1	3,9	21,4	27,1	3,4	20,7	31,6
INN_M	11,3	21,1	25,5	12,2	21,7	27	11,7	22,6	27,6	14,5	21,7	26,9	10,3	21,4	27,1	6,6	20,8	30,8
INN_S	0,03	0,60	9,86	0,02	0,54	8,65	0,02	0,54	9,62	0,06	0,53	3,68	0,01	0,51	7,94	0,02	1,09	8,06

Klasse	Lavhei			Mosesnøleie			Blåbærbjørkeskog			Reinrosehei			Rishei og alpin røsslynghei			Lav – og lyngrik bjørkeskog			Myr		
	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max
W	8,2	11,6	27,1	8,3	12,1	22,7	8,2	12,0	23,8	8,0	11,3	23,0	8,1	12,2	26,7	8,2	12,1	24,0	8,9	13,2	28,7
W_M	9,2	11,7	19,7	9,3	11,9	16,8	9,2	12,1	18,8	9,0	11,3	16,2	9,2	12,2	20,2	9,6	12,6	19,3	10,1	13,1	19,9
W_S	0,06	1,15	5,59	0,11	1,32	4,82	0,06	1,40	5,28	0,04	1,28	4,57	0,03	1,39	5,84	0,10	1,41	5,55	0,10	1,63	5,48
WPL	-10,5	-0,2	18,2	-4,7	0,3	16,1	-12,7	0	20,0	-9,7	0	20,2	-9,5	0,1	18,2	-4,3	-0,1	13,4	-10,1	0,2	13,8
WPL_M	-2,4	-0,1	3,8	-1,6	0,2	2,3	-2,1	0	3,2	-2,5	0	3,1	-2,3	0,1	3,1	-1,9	0	2,6	-0,7	0,1	1,7
WPL_S	0	0,64	9,71	0,03	0,81	5,16	0,01	0,71	6,15	0,11	1,07	6,31	0	0,61	6,29	0	0,46	5,80	0	0,49	4,16
TI	0	2195	12931	0	2603	9453	0	2461	11486	83	3719	10931	0	1957	11671	0	1832	10560	0	1091	6591
TI_M	89	2214	11895	136	2353	8117	35	2411	10664	450	3708	9067	0	1928	11327	26	1811	9582	16	1141	6186
TI_S	8	572	3814	21	571	3084	9	587	5107	110	945	4009	0	459	3583	5	449	3138	6	297	2878
SPI	0	36	258	0	48	215	0	30	192	0	38	135	0	42	168	0	28	130	0	38	229
SPI_M	0	36	118	1	48	135	0	30	83	1	38	94	0	41	111	0	28	93	1	38	124
SPI_S	0,3	8,9	81,2	0,7	12,7	105,5	0,3	6,1	68,0	0,8	9,7	63,0	0	7,2	54,3	0,5	6,0	49,2	0,5	7,8	79,0
SPIHL	0	2925	20784	1	3957	19262	0	2364	14629	3	2828	10676	0	3401	14467	0	2256	11090	0	3272	18035
SPIHL_M	32	2985	10466	69	3974	11844	38	2403	7149	83	2875	7053	41	3398	8600	51	2306	8315	61	3258	11129
SPIHL_S	17	745	6941	52	1076	9055	28	513	5511	60	767	5639	0	604	4865	43	505	4323	44	674	6631
RU	0,1	19,0	74,8	1,6	20,1	71,5	0,3	21,5	70,3	3,5	31,8	72,7	0	18,2	74,7	0	16,6	64,7	0	10,8	54,6
RU_M	0,3	19,2	71,5	2,0	20,0	67,8	0,6	21,3	68,5	4,4	31,7	66,6	0	18,1	69,1	0	16,5	61,8	0	11,1	53,8
RU_S	0,05	2,74	18,13	0,17	2,41	11,10	0,08	2,88	15,40	0,25	4,27	14,47	0	2,44	17,92	0	2,29	14,32	0	1,66	13,05
ARY	3	124	2288	3	170	1352	3	242	2604	3	162	1995	3	192	2238	3	172	1794	3	203	2220
PARY	3	114	2253	3	152	1303	3	227	2553	3	150	1953	3	180	2203	3	158	1703	3	195	2203

Klasse	Engbjørkeskog			Grassnøleie			Tørrgrashei			Lågurteng			Høgstaudeeng			Ur og blokkmark		
Parameter	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max	Min	M	Max
W	8,2	12,0	25,9	8,5	12,2	20,9	8,3	11,5	24,9	8,2	12,1	21,0	8,3	12,8	30,0	7,8	10,7	26,1
W_M	9,2	12,0	20,2	9,5	12,1	15,7	9,4	11,6	17,9	9,3	11,9	15,5	9,6	12,6	19,3	8,7	10,8	17,9
W_S	0,08	1,35	5,21	0,09	1,30	4,26	0,07	0,97	4,86	0,10	1,16	3,84	0,09	1,62	5,35	0,08	0,85	5,07
WPL	-9,7	0,1	20,3	-6,3	0,3	15,6	-8,8	-0,1	15,8	-3,5	0,3	13,2	-5,8	0,3	20,6	-21,7	-0,2	32,1
WPL_M	-2,3	0,1	2,9	-1,8	0,2	2,5	-2,2	-0,1	2,1	-2,2	0,2	2,0	-1,7	0,2	3,2	-4,2	-0,2	4,0
WPL_S	0	0,71	5,71	0,03	0,73	5,25	0,02	0,56	6,26	0,09	0,64	5,05	0	0,67	5,25	0,02	0,90	9,42
TI	0	2781	11317	0	2276	10524	0	2174	11364	76	2432	9092	0	1882	11699	0	4495	17457
TI_M	54	2725	9443	121	2260	9230	78	2180	9656	289	2461	8233	37	1948	11432	78	4450	14424
TI_S	6	297	2878	22	617	3486	16	530	3387	14	510	3511	57	543	2522	18	484	3894
SPI	0	33	220	0	42	244	0	52	294	0	44	157	0	40	219	0	46	459
SPI_M	1	33	99	1	41	120	1	53	139	1	43	93	0	39	101	0	47	210
SPI_S	0,5	5,8	84,3	0,6	10,5	97,1	0,3	10,1	109,5	1,0	8,4	50,9	0,3	8,3	73,3	0,2	12,8	134,7
SPIHL	0	2583	17523	0	3433	20906	0	4284	24113	0	3528	12689	0	3296	18410	0	3463	35241
SPIHL_M	62	2578	8634	51	3405	10442	62	4294	12120	88	3466	7255	31	3212	8916	19	3543	18718
SPIHL_S	46	475	6971	45	879	8547	39	838	9459	91	692	4434	21	700	6351	13	996	11431
RU	0	24,9	70,4	1	10,5	66,8	0,7	19,7	74,9	2,4	22,3	69,7	0	17,0	72,8	0,2	35,5	93,2
RU_M	0,1	24,5	65,3	1,4	18,7	62,3	1,0	19,7	70,7	3,5	22,3	66,1	0,1	17,2	69,5	0,2	35,4	90,2
RU_S	0,10	3,17	17,49	0,10	2,46	13,61	0,1	2,76	15,43	0,19	2,94	13,39	0,05	2,36	14,95	0,09	4,59	23,20
ARY	3	314	2352	3	183	1272	3	124	1350	3	270	1944	3	230	1745	3	154	1779
PARY	3	298	2303	3	168	1253	3	114	1203	3	248	1903	3	216	1703	3	135	1703

TILLEGG 7: Korrelasjonsmatrise

Parameter	h	h_m	h_s	mhr_y	aspre1_m	aspre1_s	aspre2_m	aspre2_s	heln_m	heln_s	Mhry	k	k_m	k_s	mkry	plk	plk_m	plk_s
h	1	0.99	0.19	0.61	0	-0.01	-0.01	-0.02	0.19	0.2	0.16	0.08	0.12	0.21	0.08	0.13	0.07	0.14
h_m	0.99	1	0.19	0.6	0	-0.01	-0.01	-0.02	0.19	0.2	0.16	0.08	0.11	0.2	0.08	0.13	0.07	0.13
h_s	0.19	0.19	1	0.15	-0.04	-0.33	-0.03	-0.33	0.98	0.99	0.52	0.55	0.04	0.06	0.27	0.17	0.08	0.15
mhr_y	0.61	0.6	0.15	1	0.01	-0.01	-0.02	-0.02	0.15	0.17	0.13	0.22	0.07	0.15	0.06	0.2	0.06	0.13
aspre1	0	0	-0.04	0.01	1	0.94	0.04	0.05	-0.01	-0.04	-0.05	-0.03	0	0	-0.03	-0.02	0	-0.01
aspre1_m	0	0	-0.05	0.01	0.94	1	0.06	0.05	-0.01	-0.05	-0.06	-0.03	0	0	-0.04	-0.02	0	-0.01
aspre1_s	-0.01	-0.01	-0.03	-0.01	-0.01	-0.01	0.06	0.07	0.78	-0.35	0.16	-0.24	-0.01	0	0.27	0.11	0	0.01
aspre2	-0.01	-0.01	-0.03	-0.02	0.04	0.04	1	0.93	0.04	-0.03	0.01	-0.01	-0.01	-0.01	0.02	0	0	0.03
aspre2_m	-0.01	-0.01	-0.03	-0.02	0.05	0.05	0.93	0.93	0.04	-0.03	0.02	-0.01	-0.01	-0.02	0.03	0	0	0.04
aspre2_s	-0.02	-0.02	-0.33	-0.02	-0.01	0.78	0.04	0.04	1	-0.35	0.16	-0.23	-0.02	-0.02	0.27	0.1	0	0.33
heln	0.19	0.19	0.98	0.15	-0.04	-0.05	-0.03	-0.35	1	0.97	0.49	0.55	0.05	0.06	0.27	0.17	0.09	0.15
heln_m	0.2	0.2	0.99	0.17	-0.05	-0.05	-0.03	-0.32	0.97	1	0.54	0.55	0.04	0.07	0.27	0.18	0.08	0.16
heln_s	0.16	0.16	0.52	0.13	-0.05	0.16	0.01	0.16	0.49	0.54	1	0.29	-0.02	-0.02	0.63	0.24	0.04	0.1
mhlry	0.08	0.08	0.55	0.22	-0.03	-0.03	-0.01	-0.23	0.55	0.55	0.29	1	-0.04	-0.04	0.15	0.19	0.04	0.11
k	0.12	0.11	0.04	0.07	0	-0.01	-0.01	-0.02	0.05	0.04	-0.02	-0.04	1	0.63	-0.08	0.45	0.79	0.5
k_m	0.21	0.2	0.06	0.15	0	0	-0.01	-0.02	0.06	0.07	-0.02	-0.04	0.63	1	-0.13	0.36	0.45	0.76
k_s	0.08	0.08	0.27	0.06	-0.03	-0.04	0.02	0.03	0.27	0.63	0.15	0.15	-0.08	-0.13	1	0.22	-0.03	-0.05
mkry	0.13	0.13	0.17	0.2	-0.02	0.11	0	0	0.1	0.17	0.24	0.19	0.45	0.36	0.22	1	0.38	0.33
plk	0.07	0.07	0.08	0.06	0	0	0	0	0	0.09	0.08	0.04	0.79	0.45	-0.03	0.38	1	0.6
plk_m	0.14	0.13	0.15	0.13	-0.01	0.01	0	0	0.15	0.16	0.1	0.11	0.5	0.76	-0.05	0.33	0.6	1
plk_s	0.12	0.12	0.22	0.09	-0.04	0.33	0.03	0.04	0.33	0.22	0.56	0.13	-0.07	-0.11	0.91	0.22	-0.03	-0.06
implkry	0.1	0.1	0.14	0.15	-0.02	0.11	0.02	0.02	0.1	0.15	0.16	0.2	0.35	0.25	0.19	0.76	0.49	0.39
prk	-0.12	-0.11	0	-0.06	0	-0.01	0.01	0.01	0.03	-0.01	0.06	0.09	-0.89	-0.59	0.1	-0.38	-0.42	-0.28
prk_m	-0.2	-0.2	0.01	-0.12	-0.01	-0.01	0.02	0.02	0.03	0.01	0.09	0.13	-0.56	-0.91	0.15	-0.29	-0.24	-0.42
prk_s	0.07	0.07	0.3	0.06	-0.03	-0.04	0.01	0.02	0.24	0.3	0.68	0.16	-0.07	-0.12	0.96	0.21	-0.01	-0.02
mpkrky	-0.11	-0.1	-0.13	-0.17	0.01	0.01	0.01	-0.08	-0.13	-0.14	-0.2	-0.09	-0.38	-0.32	-0.16	-0.85	-0.17	-0.14
inn	0.43	0.42	-0.25	0.25	0.49	0.5	0.05	0.06	-0.24	-0.24	-0.1	-0.14	0.06	0.09	-0.06	-0.01	0.02	-0.02
inn_s	0.1	0.1	0.21	0.08	-0.09	0.11	-0.01	0.05	0.22	0.24	0.37	0.12	0.02	0.05	0.27	0.15	0.04	0.08
inn_m	0.42	0.43	-0.2	0.24	0.45	0.48	0.05	0.06	0.09	-0.22	-0.08	-0.14	0.05	0.07	-0.03	-0.01	0.01	0
w	-0.22	-0.21	-0.4	-0.06	0.02	0.02	0.02	0.18	-0.45	-0.4	-0.2	-0.13	-0.38	-0.33	-0.05	-0.16	-0.43	-0.37
w_s	-0.3	-0.3	-0.3	-0.19	0	0.46	0.04	0.04	0.45	-0.31	0.07	-0.13	-0.27	-0.44	0.32	-0.1	-0.2	-0.36
w_m	-0.33	-0.33	-0.56	-0.2	0.03	0.03	0.02	0.02	-0.57	-0.59	-0.31	-0.26	-0.28	-0.46	-0.07	-0.25	-0.28	-0.49
wpl	-0.07	-0.06	-0.07	-0.04	0	0.05	0.01	0	0.05	-0.08	0	-0.02	-0.77	-0.43	0.07	-0.3	-0.97	-0.55
wpl_m	-0.13	-0.13	-0.12	-0.12	0	0.07	0.01	0.01	0.08	-0.12	-0.02	-0.08	-0.51	-0.78	0.15	-0.28	-0.59	-0.98
wpl_s	0.04	0.04	0.14	0.04	-0.03	0.37	0.03	0.03	0.37	0.15	0.17	0.5	0.09	-0.17	0.85	0.15	-0.12	-0.21
ti	0.18	0.18	0.94	0.14	-0.28	-0.33	-0.04	-0.04	-0.33	0.95	0.93	0.47	0.53	0.05	0.06	0.26	0.17	0.08
ti_m	0.19	0.19	0.94	0.16	-0.28	-0.3	-0.04	-0.04	-0.3	0.92	0.95	0.51	0.52	0.03	0.06	0.26	0.18	0.08
ti_s	0.15	0.15	0.5	0.13	-0.26	0.17	0	0	0.16	0.47	0.52	0.94	0.27	-0.02	-0.01	0.6	0.24	0.05
spi	0.41	0.41	0	0.24	0.73	0.02	0.04	0.04	0.01	-0.02	0	0.04	0	-0.13	-0.07	0.09	-0.11	-0.07
spi_m	0.46	0.46	0	0.27	0.72	0.02	0.04	0.04	0.01	0	0	0.05	0	-0.04	-0.06	0.12	-0.04	-0.06
spi_s	0.33	0.33	-0.12	0.21	0.07	0.07	0.04	0.04	-0.13	-0.11	0.31	-0.09	-0.06	-0.07	0.54	0.13	-0.04	-0.05
spihl	0.38	0.38	-0.11	0.22	0.72	0.7	0.04	0.04	0.05	-0.13	-0.11	-0.06	-0.13	-0.08	0.07	-0.09	-0.11	-0.09
spihl_m	0.43	0.43	-0.11	0.25	0.71	0.75	0.04	0.04	0.05	-0.11	0	-0.06	-0.05	-0.06	0.1	-0.03	-0.05	-0.08
spihl_s	0.3	0.3	-0.16	0.19	0.06	0.56	0.04	0.04	-0.17	-0.16	0.28	-0.12	-0.06	-0.08	0.53	0.11	-0.05	-0.07
ru	0.2	0.2	0.98	0.17	-0.05	-0.36	-0.03	-0.36	0.96	0.99	0.51	0.54	0.04	0.07	0.22	0.16	0.08	0.16
ru_m	0.21	0.21	0.98	0.17	-0.05	-0.33	-0.03	-0.33	0.95	0.99	0.52	0.54	0.04	0.07	0.23	0.17	0.08	0.16
ru_s	0.17	0.17	0.55	0.15	-0.05	-0.06	0.01	0.01	0.01	0.51	0.56	0.32	0.01	0.01	0.34	0.16	0.06	0.11
ary	-0.06	-0.06	0.16	0.03	0	-0.25	0.02	-0.24	0.16	0.16	0.01	0.37	-0.18	-0.18	-0.04	-0.23	-0.18	-0.15
pary	-0.06	-0.05	0.15	0.03	0	-0.25	-0.02	-0.25	0.15	0.14	0	0.34	-0.18	-0.18	-0.04	-0.24	-0.18	-0.15

Parameter	mplkry	prk	prk_m	prk_s	mplkry	inn	inn_s	inn_m	w	w_s	w_m	wpl	wpl_m	wpl_s	ti	ti_m	ti_s	spl	spl_m	spl_s	sphl
h	0.1	-0.12	-0.2	0.07	-0.11	0.43	0.1	0.42	-0.22	-0.3	-0.33	-0.07	-0.13	0.04	0.18	0.19	0.15	0.41	0.46	0.33	0.38
h_m	0.1	-0.11	-0.2	0.07	-0.1	0.42	0.1	0.43	-0.21	-0.3	-0.33	-0.06	-0.13	0.04	0.18	0.19	0.15	0.41	0.46	0.33	0.38
h_s	0.14	0	0.01	0.3	-0.13	-0.25	0.21	-0.2	-0.4	-0.3	-0.56	-0.07	-0.12	0.14	0.94	0.94	0.5	0	0	-0.12	-0.11
mhry	0.15	-0.06	-0.12	0.06	-0.17	0.25	0.08	0.24	-0.06	-0.19	-0.2	-0.04	-0.12	0.04	0.14	0.16	0.13	0.24	0.27	0.21	0.22
aspre1	-0.02	0	-0.01	-0.03	0.01	0.49	-0.09	0.45	0.02	0	0.03	0	0	-0.03	-0.28	-0.28	-0.26	0.73	0.72	0.07	0.72
aspre1_m	-0.02	-0.01	-0.01	-0.04	0.01	0.5	-0.08	0.48	0.02	0	0.03	0	0	-0.04	-0.29	-0.3	-0.27	0.72	0.76	0.07	0.7
aspre1_s	0.11	0.02	0.01	0.24	-0.08	0.09	0.11	0.1	0.18	0.46	0.2	0.05	0.07	0.37	-0.33	-0.3	0.17	0.02	0.02	0.57	0.06
aspre2	0.02	0.01	0.02	0.01	0.01	0.05	-0.01	0.05	0.02	0.04	0.02	0.01	0.01	0.03	-0.04	-0.04	0	0.04	0.04	0.04	0.04
aspre2_m	0.02	0.01	0.02	0.02	0.01	0.06	-0.01	0.06	0.01	0.04	0.02	0	0.01	0.03	-0.04	-0.04	0	0.04	0.04	0.04	0.04
aspre2_s	0.1	0.03	0.03	0.24	-0.06	0.08	0.05	0.09	0.17	0.45	0.2	0.05	0.08	0.37	-0.33	-0.3	0.16	0.01	0.01	0.44	0.05
heln	0.15	-0.01	0.01	0.3	-0.13	-0.24	0.22	-0.22	-0.45	-0.31	-0.57	-0.08	-0.12	0.15	0.95	0.92	0.47	-0.02	0	-0.13	-0.13
heln_m	0.16	0.01	0.01	0.3	-0.14	-0.24	0.24	-0.21	-0.4	-0.31	-0.59	-0.06	-0.13	0.17	0.93	0.95	0.52	0	0	-0.11	-0.11
heln_s	0.2	0.06	0.09	0.68	-0.2	-0.1	0.37	-0.08	-0.2	0.07	-0.31	0	-0.02	0.5	0.47	0.51	0.94	0.04	0.05	0.31	-0.01
mhry	0.23	0.09	0.13	0.16	-0.09	-0.14	0.12	-0.14	-0.13	-0.13	-0.26	-0.02	-0.08	0.09	0.53	0.52	0.27	0	0	-0.09	-0.06
k	0.35	-0.89	-0.56	-0.07	-0.38	0.06	0.02	0.05	-0.38	-0.27	-0.28	-0.77	-0.51	-0.17	0.05	0.03	-0.02	-0.13	-0.04	-0.06	-0.13
k_m	0.25	-0.59	-0.91	-0.12	-0.32	0.09	0.05	0.07	-0.33	-0.44	-0.46	-0.43	-0.78	-0.26	0.06	0.06	-0.01	-0.07	-0.06	-0.07	-0.08
k_s	0.19	0.1	0.15	0.96	-0.16	-0.06	0.27	-0.03	-0.05	0.32	-0.07	0.07	0.15	0.85	0.26	0.26	-0.6	0.09	0.12	0.54	0.07
mkry	0.76	-0.38	-0.29	0.21	-0.85	-0.01	0.15	-0.01	-0.16	-0.1	-0.25	-0.3	-0.28	0.15	0.17	0.18	0.24	-0.07	-0.01	0.13	-0.09
plk	0.49	-0.42	-0.24	-0.01	-0.17	0.02	0.04	0.01	-0.43	-0.2	-0.28	-0.97	-0.59	-0.12	0.08	0.08	0.05	-0.11	-0.04	-0.04	-0.11
plk_m	0.39	-0.28	-0.42	-0.02	-0.17	0.02	0.08	0.01	-0.37	-0.36	-0.49	-0.55	-0.98	-0.21	0.14	0.15	0.1	-0.07	-0.06	-0.05	-0.09
plk_s	0.24	0.08	0.12	0.79	-0.14	-0.02	0.23	0	-0.07	0.31	-0.11	0.1	0.19	0.95	0.21	0.23	0.54	0.07	0.1	0.52	0.06
mplkry	1	-0.14	-0.11	0.16	-0.3	0	0.12	-0.01	-0.16	-0.05	-0.23	-0.38	-0.32	0.17	0.14	0.16	0.2	-0.05	0	0.12	-0.06
prk	-0.14	1	0.64	0.1	0.44	-0.07	0	-0.06	0.23	0.25	0.2	0.4	0.3	0.16	-0.01	0.01	0.06	0.11	0.04	0.05	0.1
prk_m	-0.11	0.64	1	0.16	0.34	-0.11	-0.02	-0.09	0.23	0.38	0.33	0.24	0.45	0.24	0.01	0.01	0.09	0.05	0.04	0.06	0.05
prk_s	0.16	0.1	0.16	1	-0.18	-0.08	0.29	-0.06	-0.05	0.29	-0.07	0.06	0.11	0.73	0.28	0.29	0.65	0.09	0.12	0.52	0.06
mplkry	-0.3	0.44	0.34	-0.18	1	0.02	-0.13	0.01	0.11	0.1	0.18	0.13	0.15	-0.08	-0.13	-0.13	-0.19	0.06	0.01	-0.1	0.07
inn	0	-0.07	-0.11	-0.08	0.02	1	-0.26	0.88	0.02	-0.02	0.02	-0.02	-0.03	-0.03	-0.41	-0.4	-0.24	0.58	0.61	0.26	0.58
inn_s	0.12	0	-0.02	0.29	-0.13	-0.26	1	-0.33	-0.1	-0.02	-0.16	-0.01	-0.04	0.2	0.24	0.26	0.4	-0.04	-0.03	0.14	-0.06
inn_m	-0.01	-0.06	-0.09	-0.06	0.01	0.88	-0.33	1	0.01	0.01	0.01	-0.01	-0.02	0	-0.37	-0.37	-0.21	0.55	0.6	0.27	0.55
w	-0.16	0.23	0.23	-0.05	0.11	0.02	-0.1	0.01	1	0.47	0.7	0.46	0.37	0.03	-0.42	-0.38	-0.19	0.1	0.04	0.14	0.16
w_s	-0.05	0.25	0.38	0.29	0.1	-0.02	-0.02	0.01	0.47	1	0.67	0.23	0.45	0.45	-0.29	-0.3	0.07	-0.01	-0.01	0.34	0.03
w_m	-0.23	0.2	0.33	-0.07	0.18	0.02	-0.16	0.01	0.7	0.67	1	0.26	0.49	0.03	-0.55	-0.56	-0.3	0.06	0.05	0.17	0.13
wpl	-0.38	0.4	0.24	0.06	0.13	-0.02	-0.01	-0.01	0.46	0.23	0.26	1	0.56	0.18	-0.08	-0.06	0	0.1	0.04	0.08	0.1
wpl_m	-0.32	0.3	0.45	0.11	0.15	-0.03	-0.04	-0.02	0.37	0.45	0.49	0.56	1	0.36	-0.12	-0.12	-0.02	0.07	0.06	0.11	0.08
wpl_s	0.17	0.16	0.24	0.73	-0.08	-0.03	0.2	0	0.03	0.45	0.03	0.18	0.36	1	0.14	0.16	0.49	0.06	0.07	0.5	0.05
ti	0.14	-0.01	0.01	0.28	-0.13	-0.41	0.24	-0.37	-0.42	-0.29	-0.55	-0.08	-0.12	0.14	1	0.97	0.52	-0.21	-0.2	-0.16	-0.3
ti_m	0.16	0.01	0.01	0.29	-0.13	-0.4	0.26	-0.37	-0.38	-0.3	-0.56	-0.06	-0.12	0.16	0.97	1	0.57	-0.2	-0.21	-0.14	-0.28
ti_s	0.2	0.06	0.09	0.65	-0.19	-0.24	0.4	-0.21	-0.19	0.07	-0.3	0	-0.02	0.49	0.52	0.57	1	-0.13	-0.12	0.29	-0.17
spl	-0.05	0.11	0.05	0.09	0.06	0.58	-0.04	0.55	0.1	-0.01	0.06	0.1	0.07	0.06	-0.21	-0.2	-0.13	1	0.93	0.34	0.99
spl_m	0	0.04	0.04	0.12	0.01	0.61	-0.03	0.6	0.04	-0.01	0.05	0.04	0.06	0.07	-0.2	-0.21	-0.12	0.93	1	0.39	0.92
spl_s	0.12	0.05	0.06	0.52	-0.1	0.26	0.14	0.27	0.14	0.34	0.17	0.08	0.11	0.5	-0.16	-0.14	0.29	0.34	0.39	1	0.36
sphl	-0.06	0.1	0.05	0.06	0.07	0.58	-0.06	0.55	0.16	0.03	0.13	0.1	0.08	0.05	-0.3	-0.28	-0.17	0.99	0.92	0.36	1
sphl_m	-0.02	0.03	0.04	0.09	0.03	0.61	-0.05	0.6	0.1	0.03	0.12	0.04	0.07	0.06	-0.29	-0.3	-0.16	0.93	0.99	0.41	0.93
sphl_s	0.1	0.06	0.07	0.5	-0.09	0.25	0.12	0.26	0.16	0.36	0.21	0.08	0.12	0.48	-0.19	-0.18	0.26	0.33	0.38	0.99	0.36
ru	0.15	0	0	0.25	-0.11	-0.22	0.21	-0.21	-0.4	-0.34	-0.58	-0.07	-0.13	0.12	0.92	0.94	0.48	0	0	-0.15	-0.11
ru_m	0.15	0	0.01	0.25	-0.12	-0.21	0.19	-0.18	-0.39	-0.32	-0.58	-0.06	-0.13	0.14	0.9	0.94	0.5	0	0	-0.13	-0.1
ru_s	0.14	0.03	0.06	0.39	-0.12	-0.11	0.32	-0.09	-0.21	-0.08	-0.32	-0.04	-0.08	0.23	0.49	0.54	0.79	0.03	0.04	0.12	-0.03
ary	-0.24	0.13	0.16	-0.02	0.14	-0.07	-0.02	-0.07	0.17	-0.03	0.1	0.14	0.13	-0.03	0.15	0.15	0.01	0.01	0	-0.12	0
pary	-0.25	0.13	0.15	-0.03	0.15	-0.06	-0.02	-0.06	0.18	-0.04	0.11	0.14	0.14	-0.04	0.14	0.13	0	0.02	0	-0.13	0



Parameter	spihl_m	spihl_s	ru	ru_m	ru_s	ary	pary
h	0.43	0.3	0.2	0.21	0.17	-0.06	-0.06
h_m	0.43	0.3	0.2	0.21	0.17	-0.06	-0.05
h_s	-0.11	-0.16	0.98	0.98	0.55	0.16	0.15
mhry	0.25	0.19	0.17	0.17	0.15	0.03	0.03
aspre1	0.71	0.06	-0.2	0.05	-0.05	0	0
aspre1_m	0.75	0.06	-0.05	0.06	-0.06	0	0
aspre1_s	0.06	0.56	-0.36	0.33	0	-0.25	-0.25
aspre2	0.04	0.04	-0.03	-0.03	0.01	0.02	-0.02
aspre2_m	0.04	0.04	-0.03	-0.03	0.01	0.02	-0.03
aspre2_s	0.05	0.44	-0.36	-0.33	0.01	-0.24	-0.25
heln	-0.11	-0.17	0.96	0.95	0.51	0.16	0.15
heln_m	-0.12	-0.16	0.99	0.99	0.56	0.16	0.14
heln_s	0	0.28	0.51	0.52	0.83	0.01	0
mhlry	-0.06	-0.12	0.54	0.54	0.32	0.37	0.34
k	-0.05	-0.06	0.04	0.04	0.01	-0.18	-0.18
k_m	-0.06	-0.08	0.07	0.07	0.01	-0.18	-0.18
k_s	0.1	0.53	0.22	0.23	0.34	-0.04	-0.04
mkry	-0.03	0.11	0.16	0.17	0.16	-0.23	-0.24
plk	-0.05	-0.05	0.08	0.08	0.06	-0.18	-0.18
plk_m	-0.08	-0.07	0.16	0.16	0.11	-0.15	-0.15
plk_s	0.08	0.5	0.19	0.21	0.3	-0.06	-0.06
mplkry	-0.02	0.1	0.15	0.15	0.14	-0.24	-0.25
prk	0.03	0.06	0	0	0.03	0.13	0.13
prk_m	0.04	0.07	0	0.01	0.06	0.16	0.15
prk_s	0.09	0.5	0.25	0.25	0.39	-0.02	-0.03
mprkry	0.03	-0.09	-0.11	-0.12	-0.12	0.14	0.15
inn	0.61	0.25	-0.22	-0.21	-0.11	-0.07	-0.06
inn_s	-0.05	0.12	0.21	0.19	0.32	-0.02	-0.02
inn_m	0.6	0.26	-0.21	-0.18	-0.09	-0.07	-0.06
w	0.1	0.16	-0.4	-0.39	-0.21	0.17	0.18
w_s	0.03	0.36	-0.34	-0.32	-0.08	-0.03	-0.04
w_m	0.12	0.21	-0.58	-0.58	-0.32	0.1	0.11
wpl	0.04	0.08	-0.07	-0.06	-0.04	0.14	0.14
wpl_m	0.07	0.12	-0.13	-0.13	-0.08	0.13	0.14
wpl_s	0.06	0.48	0.12	0.14	0.23	-0.03	-0.04
ti	-0.29	-0.19	0.92	0.9	0.49	0.15	0.14
ti_m	-0.3	-0.18	0.94	0.94	0.54	0.15	0.13
ti_s	-0.16	0.26	0.48	0.5	0.79	0.01	0
spi	0.93	0.33	0	0	0.03	0.01	0.02
spi_m	0.99	0.38	0	0	0.04	0	0
spi_s	0.41	0.99	-0.15	-0.13	0.12	-0.12	-0.13
spihl	0.93	0.36	-0.11	-0.1	-0.03	0	0
spihl_m	1	0.41	-0.11	-0.11	-0.02	-0.02	-0.02
spihl_s	0.41	1	-0.19	-0.17	0.1	-0.12	-0.13
ru	-0.11	-0.19	1	0.99	0.56	0.17	0.15
ru_m	-0.11	-0.17	0.99	1	0.58	0.17	0.15
ru_s	-0.02	0.1	0.56	0.58	1	0.07	0.05
ary	-0.02	-0.12	0.17	0.17	0.07	1	0.98
pary	-0.02	-0.13	0.15	0.15	0.05	0.98	1

**TILLEGG 8: ANOVA**

		Kvadratsum	Fihetsgrad	Midlet kvadrat	F	Sig.
H_M	Mellom grupper	429335143	12	35777928.6	3281.34154	0
	Innen grupper	155799333	14289	10903.4455		
	Total	585134475	14301			
H	Mellom grupper	430785845	12	35898820.4	3264.69631	0
	Innen grupper	157122806	14289	10996.0673		
	Total	587908651	14301			
MHRY	Mellom grupper	156672038	12	13056003.2	1011.67147	0
	Innen grupper	58319404.8	4519	12905.3784		
	Total	214991443	4531			
W_M	Mellom grupper	13042.6234	12	1086.88528	790.372893	0
	Innen grupper	19649.5907	14289	1.37515506		
	Total	32692.2141	14301			
RU_M	Mellom grupper	848090.448	12	70674.204	600.484398	0
	Innen grupper	1681748.44	14289	117.695321		
	Total	2529838.89	14301			
HELN_M	Mellom grupper	171328.46	12	14277.3717	565.560438	0
	Innen grupper	360720.711	14289	25.2446435		
	Total	532049.171	14301			
RU	Mellom grupper	869374.735	12	72447.8946	562.501828	0
	Innen grupper	1840234.94	14288	128.795838		
	Total	2709609.67	14300			
TI_M	Mellom grupper	1.352E+10	12	1126646604	532.774712	0
	Innen grupper	3.0217E+10	14289	2114677.33		
	Total	4.3736E+10	14301			
H_S	Mellom grupper	338467.3	12	28205.6084	499.540247	0
	Innen grupper	806801.735	14289	56.4631349		
	Total	1145269.04	14301			
HELN	Mellom grupper	178734.768	12	14894.564	466.443034	0
	Innen grupper	456279.566	14289	31.9322252		
	Total	635014.334	14301			
TI	Mellom grupper	1.4073E+10	12	1172727115	444.324376	0
	Innen grupper	3.7714E+10	14289	2639349.04		
	Total	5.1786E+10	14301			
W	Mellom grupper	15149.3811	12	1262.44842	298.232623	0
	Innen grupper	60486.7615	14289	4.23309969		
	Total	75636.1425	14301			
HELN_S	Mellom grupper	7918.76865	12	659.897387	278.481434	0
	Innen grupper	33859.6136	14289	2.36962794		
	Total	41778.3823	14301			
TI_S	Mellom grupper	631129058	12	52594088.2	254.379188	0
	Innen grupper	2954317659	14289	206754.683		
	Total	3585446717	14301			
RU_S	Mellom grupper	12591.225	12	1049.26875	245.284674	0
	Innen grupper	61124.8999	14289	4.27775911		
	Total	73716.1249	14301			
W_S	Mellom grupper	1634.66652	12	136.22221	185.232365	0
	Innen grupper	12142.9768	14301			
	Total	10508.3102	14289	0.73541257		
PLK_S	Mellom grupper	3.55011193	12	0.29584266	163.296306	0
	Innen grupper	25.8872713	14289	0.00181169		
	Total	29.4373832	14301			



		Kvadratsum	Frihetsgrad	Midlet kvadrat	F	Sig.
INN_S	Mellom grupper	870.572323	12	72.5476936	160.284134	0
	Innen grupper	6467.47728	14289	0.45261931		
	Total	7338.0496	14301			
K_S	Mellom grupper	12.8593712	12	1.07161427	143.667705	0
	Innen grupper	106.581339	14289	0.00745898		
	Total	119.44071	14301			
PRK_S	Mellom grupper	6.11853972	12	0.50987831	137.69771	0
	Innen grupper	52.9104743	14289	0.00370288		
	Total	59.0290141	14301			
MHLRY	Mellom grupper	53517.016	12	4459.75134	136.053744	0
	Innen grupper	148129.817	4519	32.7793356		
	Total	201646.833	4531			
SPI_M	Mellom grupper	784499.769	12	65374.9808	115.487938	0
	Innen grupper	8088663.74	14289	566.076264		
	Total	8873163.51	14301			
WPL_S	Mellom grupper	520.135061	12	43.3445884	115.471365	0
	Innen grupper	5363.67458	14289	0.37537089		
	Total	5883.80964	14301			
PLK_M	Mellom grupper	1.57652784	12	0.13137732	110.483504	0
	Innen grupper	16.9912291	14289	0.00118911		
	Total	18.5677569	14301			
SPIHL_M	Mellom grupper	4757352355	12	396446030	106.836341	0
	Innen grupper	5.3023E+10	14289	3710778.81		
	Total	5.7781E+10	14301			
K_M	Mellom grupper	6.71070671	12	0.55922556	98.6460935	0
	Innen grupper	81.0044648	14289	0.00566901		
	Total	87.7151715	14301			
SPI	Mellom grupper	802109.15	12	66842.4291	96.3989862	0
	Innen grupper	9881550.58	14251	693.393487		
	Total	10683659.7	14263			
WPL_M	Mellom grupper	193.28278	12	16.1068983	90.6521676	0
	Innen grupper	2538.84133	14289	0.17767803		
	Total	2732.12411	14301			
SPIHL	Mellom grupper	4959569791	12	413297483	90.525843	0
	Innen grupper	6.5063E+10	14251	4565519.29		
	Total	7.0023E+10	14263			
SPI_S	Mellom grupper	66441.2088	12	5536.7674	86.9735767	0
	Innen grupper	909642.587	14289	63.6603392		
	Total	976083.796	14301			
SPIHL_S	Mellom grupper	436209133	12	36350761.1	76.6816032	0
	Innen grupper	6773671963	14289	474048.006		
	Total	7209881097	14301			
MKRY	Mellom grupper	11.0434604	12	0.92028836	68.2785909	0
	Innen grupper	60.9090356	4519	0.01347843		
	Total	71.952496	4531			
ASPRE2_S	Mellom grupper	67.9638623	12	5.66365519	66.6164095	0
	Innen grupper	1214.83535	14289	0.08501892		
	Total	1282.79921	14301			
PRK_M	Mellom grupper	2.31417441	12	0.19284787	63.0901136	0
	Innen grupper	43.6772582	14289	0.00305671		
	Total	45.9914326	14301			
MPLKRY	Mellom grupper	3.07651096	12	0.25637591	62.4445414	0
	Innen grupper	18.5452559	4517	0.00410566		
	Total	21.6217668	4529			
INN_M	Mellom grupper	4534.05881	12	377.838234	61.6869042	0
	Innen grupper	87521.5022	14289	6.12509638		

	Total	92055.561	14301			
		Kvadratsum	Frihetsgrad	Midlet kvadrat	F	Sig.
INN	Mellom grupper	4545.01328	12	378.751107	53.2646819	0
	Innen grupper	101605.311	14289	7.1107363		
	Total	106150.324	14301			
PLK	Mellom grupper	3.90337634	12	0.32528136	53.111286	0
	Innen grupper	87.5133276	14289	0.00612452		
	Total	91.416704	14301			
K	Mellom grupper	14.3562772	12	1.19635643	50.5260933	0
	Innen grupper	338.334828	14289	0.02367799		
	Total	352.691105	14301			
ASPRE1_S	Mellom grupper	59.5986954	12	4.96655795	47.4813183	0
	Innen grupper	1494.63303	14289	0.10460025		
	Total	1554.23172	14301			
WPL	Mellom grupper	536.267318	12	44.6889432	41.470947	0
	Innen grupper	15397.7749	14289	1.0775964		
	Total	15934.0423	14301			
ASPRE1_M	Mellom grupper	581.307461	12	48.4422885	33.9822286	0
	Innen grupper	20369.2309	14289	1.42551829		
	Total	20950.5383	14301			
MPRKRY	Mellom grupper	2.62586681	12	0.21882223	32.0449715	0
	Innen grupper	30.8584352	4519	0.0068286		
	Total	33.484302	4531			
PRK	Mellom grupper	4.33606837	12	0.36133903	31.9719608	0
	Innen grupper	161.490671	14289	0.01130175		
	Total	165.826739	14301			
ASPRE1	Mellom grupper	604.481637	12	50.3734698	28.7215251	0
	Innen grupper	25034.5657	14274	1.75385777		
	Total	25639.0474	14286			
ASPRE2_M	Mellom grupper	243.803854	12	20.3169878	24.2642053	0
	Innen grupper	11964.5146	14289	0.83732344		
	Total	12208.3185	14301			
ASPRE2	Mellom grupper	309.010308	12	25.750859	23.0604654	0
	Innen grupper	15939.3037	14274	1.11666692		
	Total	16248.314	14286			
PARY	Mellom grupper	12079010	12	1006584.16	17.5874697	1.4837E-37
	Innen grupper	258636058	4519	57233.029		
	Total	270715068	4531			
ARY	Mellom grupper	13030008.6	12	1085834.05	16.8451871	8.5583E-36
	Innen grupper	291292941	4519	64459.6018		
	Total	304322949	4531			

**TILLEGG 9:****Feilmatriser som utgangspunkt for ikke-styrt klassifikasjon**

<b>Geometrisk klasse</b>	<b>Referansedata</b>						<b>Sum</b>
	<b>Hei</b>	<b>Snøleie</b>	<b>Bjørkeskog</b>	<b>Myr</b>	<b>Eng</b>	<b>Ur + blokk</b>	
1	4106	43	3069	2601	498	20	10337
2	9620	1221	2403	686	1180	367	15477
3	5998	833	2612	595	890	452	11380
4	2673	569	766	4	294	2386	6692
5	7535	49	6859	1416	1145	93	17097
6	9349	770	838	35	167	1992	13151
7	3165	1774	1	2	50	6304	11296
8	14796	2294	6	201	1038	1105	19440
9	10094	2014	126	1768	2459	48	16509
10	10613	77	4243	218	324	101	15576
11	19129	1157	43	360	927	421	22037
12	8203	8	2115	3476	826	79	14707
13	7310	459	707	17	518	3813	12824
14	14403	55	7678	2574	1819	0	26259
15	7414	902	0	3	35	7020	15374
16	6576	2684	0	251	328	2576	12415
17	10092	622	2506	1290	1180	195	15885
18	15730	1906	3	1619	1006	875	21139
19	6254	1934	57	2917	1845	139	13146
20	7437	155	2404	2898	1265	9	14168
21	4003	2411	28	437	715	1101	8695
22	3964	55	1444	2047	1020	19	8549
23	3886	359	2278	337	782	437	8079
24	670	75	207	4	45	2754	3755
Sum	193020	22426	40393	25756	20356	32306	334257

Feilmatrise brukt som utgangspunkt til reklassifisering av geometriske klasser i forbindelse med ikke-styrt klassifikasjon av 6 vegetasjonstyper. Skyggeleggingen illustrerer hvilke vegetasjonsklasser som ble tillagt hver geometrisk klasse.

Geometrisk klasse	Referansedata													Sum
	Lavhei	Mose- snøleie	Blåbær- bjørke- skog	Rein- rosehei	Rishei og røsslynghei	Lav – og lyngrik bjørkeskog	Myr	Eng- bjørke- skog	Gras- snøleie	Tørr- grashei	Lågurt- eng	Høg- staudeeng	Urg og blokkmark	
1	2187	8	1557	1	2341	1231	2856	618	71	87	15	558	22	11552
2	6118	860	1335	268	2601	494	637	750	1407	3415	408	825	1421	20539
3	4558	311	1695	180	2522	754	691	771	643	716	229	800	588	14458
4	3164	581	867	321	1266	200	4	432	471	1131	34	308	7022	15801
5	7608	23	4089	305	4593	2036	1520	1771	255	228	104	1317	122	23971
6	17144	1856	1276	813	6065	495	197	788	1803	18360	755	536	16617	66705
9	7136	879	68	256	2387	46	1991	70	2631	6283	701	2356	333	25137
12	4428	1	1762	2	7760	1269	4600	448	48	229	5	1179	79	21810
14	16487	1797	4520	399	15642	1456	4483	2865	2784	15716	956	3158	2757	73020
19	4746	818	1070	37	6487	798	5413	599	1384	2753	401	2762	136	27404
21	2488	1766	40	108	1394	23	604	23	1513	3103	187	649	2444	14342
22	1780	23	836	46	2855	464	2353	215	84	92	27	1247	25	10047
23	1527	194	1438	483	2314	366	407	858	215	90	33	806	740	9471
Sum	79371	9117	20553	3219	58227	9632	25756	10208	13309	52203	3855	16501	32306	334257

Feilmatrikse brukt som utgangspunkt til reklassifisering av geometriske klasser i forbindelse med ikke-styrt klassifisering av 13 vegetasjonstyper. Skyggeleggingen illustrerer hvilke vegetasjonsklasser som ble tillagt hver geometrisk klasse.

## TILLEGG 10: Programfiler

### \*\*\* upflowdist.aml: \*\*\*

```

/*****
/* AML WHICH COMPUTES THE (WEIGHTED/PROJECTED) DISTANCE TO THE CLOSEST SOURCE
/* CELL (RIDGE) ALONG PROFILES AGAINST THE DIRECTION OF FLOW, AND OPTIONALLY
/* COMPUTES THE VALUE OF THE WEIGHT GRID AT THE SOURCE CELL.
/*****
/*By Hilde C. Sandbo
/*Nov.97

////////////////////////////////////////////////////////////////////
/* - The AML is relatively time-consuming because of the storage and deletion
/* of temporary grids, and the time increases with grid size, number of
/* output grids, and especially with increasing number of cells in the
/* longest profile to be found.
/* - Sinks should be removed from the DEM, or the AML may go into an infinite
/* loop.
/* - The flowdirection grid should only have values in {1,2,4,8,16,32,64,128}
/* - In the source grid, all cells different from NODATA are assumed to be
/* part of the source.
/* - Cells with profiles that "flow upwards" out of the analysis area without
/* reaching a source cell either get values computed from the
/* part of the profile inside of the analysis area or NODATA. To avoid this
/* problem, the analysis area should include only complete drainage basins.
/* Avoid using a maskgrid to outline the analysis area, because some of the
/* temporary grids need the analysis area to be surrounded by 0-values
/* - All cells in the source grid must have flowaccumulation = 0.
/* - All cells with NODATA values within the DEM or weight grids act as
/* barriers in the profiles, and should be removed.
/* - Cells with less than 2 neighbors can be a problem.
/* - If the minimum distance to the source >= 999999 DEM units, results will
/* be incorrect. The max.value 999999 can easily be increased in the program.
/* - If weight_grid = 1, then the surface distance is computed.
/* - The source value of the weight_grid is computed if listed in %svlist%.
/* - If %p% = p, then the projected distance is also computed.
/* - The output grids get names that start with a user-defined prefix, fol-
/* lowed by either the name of the weightgrid + the ending _d, _dw, or _pd
/* = "projected/weighted (surface) distance" or by _sv = "source value".
////////////////////////////////////////////////////////////////////

&ARGS pre h wlist source dir svlist p
/*&R upflowdist <o_name_prefix> <DEM> <'weight_grid-list' | 1 | #>~
/*      <source_grid> <flowdir-grid> {'source_value_grid-list' | #} {p}

/* GENERATING FLOWDIRECTION_GRID AND DEFINING VARIABLES:

&SV isum := 0 ;&SV jsum := 1 ;&SV i := 0 ;&SV j := 1
&SV t := 0 ;&DESCRIBE %h% ;&SV dx1 := [CALC %grd$dx% * %grd$dx%]
&SV dx2 := [CALC [SQRT [CALC 2 * %dx1%]] * [SQRT [CALC 2 * %dx1%]]]
zdi = con (isnull(%h%) == 0, %dir%)
zdir = con (isnull(zdi) == 0, zdi,0) ;kill zdi

/* PROJECTED DISTANCE & WEIGHTED SURFACE DISTANCES TO THE NEAREST
/* NEIGHBOR IN THE FLOWDIRECTION: (All cells with NODATA values within the
/* DEM or weight grids will get 0 as their surface and/or weighted distance)

```

```

zd = con (isnull(%h%) == 0, ~
    con (zdir IN {1,4,16,64}, %grd$dx%, zdir IN {2,8,32,128}, sqrt(%dx2%)), 0)

&DO w &LIST [UNQUOTE %wlist%]
&S t := %t% + 1
    &IF [QUOTE %w%] = '#' OR [QUOTE %w%] = '1' &THEN ;&DO
        w1 = con (isnull(%h%) == 0, 1) ;&SV w := w1 ;&END
    IF (isnull(%h%) == 0 & isnull(%w%) == 0)
    {
        z%t%dw = con (~
            zdir == 1 & isnull(%w%(1,0) + %h%(1,0)) == 0, ~
            sqrt (sqr (%h% - %h%(1,0)) + %dx2%) * (%w% + %w%(1,0)), ~
            zdir == 2 & isnull(%w%(1,1) + %h%(1,1)) == 0, ~
            sqrt (sqr (%h% - %h%(1,1)) + %dx2%) * (%w% + %w%(1,1)), ~
            zdir == 4 & isnull(%w%(0,1) + %h%(0,1)) == 0, ~
            sqrt (sqr (%h% - %h%(0,1)) + %dx1%) * (%w% + %w%(0,1)), ~
            zdir == 8 & isnull(%w%(-1,1) + %h%(-1,1)) == 0, ~
            sqrt (sqr (%h% - %h%(-1,1)) + %dx2%) * (%w% + %w%(-1,1)), ~
            zdir == 16 & isnull(%w%(-1,0) + %h%(-1,0)) == 0, ~
            sqrt (sqr (%h% - %h%(-1,0)) + %dx1%) * (%w% + %w%(-1,0)), ~
            zdir == 32 & isnull(%w%(-1,-1) + %h%(-1,-1)) == 0, ~
            sqrt (sqr (%h% - %h%(-1,-1)) + %dx2%) * (%w% + %w%(-1,-1)), ~
            zdir == 64 & isnull(%w%(0,-1) + %h%(0,-1)) == 0, ~
            sqrt (sqr (%h% - %h%(0,-1)) + %dx1%) * (%w% + %w%(0,-1)), ~
            zdir == 128 & isnull(%w%(1,-1) + %h%(1,-1)) == 0, ~
            sqrt (sqr (%h% - %h%(1,-1)) + %dx2%) * (%w% + %w%(1,-1)), 0) / 2
        )
    }
    ELSE
    {
        z%t%dw = 0
    }
    ENDIF
&END
&SV t := 0

/* ALLOWING FLOW DIVERGENCE TO MAKE A DRAINAGE CONNECTION THROUGH CELLS WITH
/* FLOWACC=0 THAT ARE NOT DEFINED AS SOURCE CELLS. THESE CELLS WILL RECEIVE
/* FLOW FROM THEIR HIGHEST NEIGHBOR, EVEN IF THIS CELL IS LOWER. DISTANCES
/* TO THE NEAREST NEIGHBOR IN THIS SECOND FLOWDIRECTION ARE COMPUTED IN THE
/* _0-GRIDS: (see (*) below)

zacc = flowaccumulation (con (zdir > 0, zdir))

z_0 = con (isnull(%source%) == 1 & zacc == 0 & isnull(%h%) == 0, ~
    upos (0, con (isnull(%h%( 1, 0)) == 0 & zdir ne 1, %h%( 1, 0), 0), ~
        con (isnull(%h%( 1, 1)) == 0 & zdir ne 2, %h%( 1, 1), 0), ~
        con (isnull(%h%( 0, 1)) == 0 & zdir ne 4, %h%( 0, 1), 0), ~
        con (isnull(%h%(-1, 1)) == 0 & zdir ne 8, %h%(-1, 1), 0), ~
        con (isnull(%h%(-1, 0)) == 0 & zdir ne 16, %h%(-1, 0), 0), ~
        con (isnull(%h%(-1,-1)) == 0 & zdir ne 32, %h%(-1,-1), 0), ~
        con (isnull(%h%( 0,-1)) == 0 & zdir ne 64, %h%( 0,-1), 0), ~
        con (isnull(%h%( 1,-1)) == 0 & zdir ne 128, %h%( 1,-1), 0)) )

z_0d = sqrt (con (z_0 in {2,4,6,8}, %dx1%, z_0 in {3,5,7,9}, %dx2%))

&DO w &LIST [UNQUOTE %wlist%]
&SV t := %t% + 1
    &IF [QUOTE %w%] = '#' OR [QUOTE %w%] = '1' &THEN &SV w := w1
    z%t%_0dw = con (~
        z_0 == 2 & isnull(%w%( 1, 0)) == 0, ~
        sqrt (sqr (%h%( 1, 0) - %h%) + %dx1%) * (%w% + %w%( 1, 0)), ~

```

```

z_0 == 3 & isnull(%w%( 1, 1)) == 0, ~
sqrt (sqr (%h%( 1, 1) - %h%) + %dx2%) * (%w% + %w%( 1, 1)),~
z_0 == 4 & isnull(%w%( 1, 1)) == 0,~
sqrt (sqr (%h%( 0, 1) - %h%) + %dx1%) * (%w% + %w%( 0, 1)),~
z_0 == 5 & isnull(%w%(-1, 1)) == 0,~
sqrt (sqr (%h%(-1, 1) - %h%) + %dx2%) * (%w% + %w%(-1, 1)),~
z_0 == 6 & isnull(%w%(-1, 0)) == 0,~
sqrt (sqr (%h%(-1, 0) - %h%) + %dx1%) * (%w% + %w%(-1, 0)),~
z_0 == 7 & isnull(%w%(-1,-1)) == 0,~
sqrt (sqr (%h%(-1,-1) - %h%) + %dx2%) * (%w% + %w%(-1,-1)),~
z_0 == 8 & isnull(%w%( 0,-1)) == 0,~
sqrt (sqr (%h%( 0,-1) - %h%) + %dx1%) * (%w% + %w%( 0,-1)),~
z_0 == 9 & isnull(%w%( 1,-1)) == 0,~
sqrt (sqr (%h%( 1,-1) - %h%) + %dx2%) * (%w% + %w%( 1,-1))) / 2
&END
&SV t := 0 ;kill zacc

/*/ ADDING THE WEIGHTED DISTANCES OF THE CELLS IN THE PROFILES:

&DO w &LIST [UNQUOTE %wlist%]
&SV t := %t% + 1
  &IF [QUOTE %w%] = '#' OR [QUOTE %w%] = '1' &THEN &SV w := w1
    z%t%dw0 = con (isnull(z%t%dw) == 0, 0)
  &IF [KEYWORD %w% [UNQUOTE %svlist%]] ne 0 &THEN
    z%t%w0 = con (isnull(%source%) == 0,%w%,0)
&END
&SV t := 0 ;zd0 = con (isnull(zd) == 0, 0)

&DO &WHILE %jsum% ne %isum% /*/Nr. of iterations = nr. of cells in the longest
/*/profile to be found. The indexed names of the
/*/temporary grids count the iterations.
IF (isnull(%h%) == 0 & isnull(%source%) == 1)
{
z_%j% = lpos (999999,~
con (isnull(zdir( 1, 0)) == 0,~
con (zdir( 1, 0) == 16,zd( 1, 0) + zd%i%( 1, 0),999999),999999),~
con (isnull(zdir( 1, 1)) == 0,~
con (zdir( 1, 1) == 32,zd( 1, 1) + zd%i%( 1, 1),999999),999999),~
con (isnull(zdir( 0, 1)) == 0,~
con (zdir( 0, 1) == 64,zd( 0, 1) + zd%i%( 0, 1),999999),999999),~
con (isnull(zdir(-1, 1)) == 0,~
con (zdir(-1, 1) == 128,zd(-1, 1) + zd%i%(-1, 1),999999),999999),~
con (isnull(zdir(-1, 0)) == 0,~
con (zdir(-1, 0) == 1,zd(-1, 0) + zd%i%(-1, 0),999999),999999),~
con (isnull(zdir(-1,-1)) == 0,~
con (zdir(-1,-1) == 2,zd(-1,-1) + zd%i%(-1,-1),999999),999999),~
con (isnull(zdir( 0,-1)) == 0,~
con (zdir( 0,-1) == 4,zd( 0,-1) + zd%i%( 0,-1),999999),999999),~
con (isnull(zdir( 1,-1)) == 0,~
con (zdir( 1,-1) == 8,zd( 1,-1) + zd%i%( 1,-1),999999),999999),~
con (isnull(z_0) == 0,z_0d + con (~
z_0 == 2,zd%i%( 1, 0),z_0 == 3,zd%i%( 1, 1),~
z_0 == 4,zd%i%( 0, 1),z_0 == 5,zd%i%(-1, 1),~
z_0 == 6,zd%i%(-1, 0),z_0 == 7,zd%i%(-1,-1),~
z_0 == 8,zd%i%( 0,-1),z_0 == 9,zd%i%( 1,-1)),999999))

zd%j% = con (z_%j% == 1, 0,~
z_%j% == 2, zd( 1, 0) + zd%i%( 1, 0),~
z_%j% == 3, zd( 1, 1) + zd%i%( 1, 1),~
z_%j% == 4, zd( 0, 1) + zd%i%( 0, 1),~
z_%j% == 5, zd(-1, 1) + zd%i%(-1, 1),~

```

```

z_%j% == 6, zd(-1, 0) + zd%i%(-1, 0),~
z_%j% == 7, zd(-1,-1) + zd%i%(-1,-1),~
z_%j% == 8, zd( 0,-1) + zd%i%( 0,-1),~
z_%j% == 9, zd( 1,-1) + zd%i%( 1,-1),~
z_%j% == 10, z_0d + con (~
z_0 == 2,zd%i%( 1, 0),z_0 == 3,zd%i%( 1, 1),~
z_0 == 4,zd%i%( 0, 1),z_0 == 5,zd%i%(-1, 1),~
z_0 == 6,zd%i%(-1, 0),z_0 == 7,zd%i%(-1,-1),~
z_0 == 8,zd%i%( 0,-1),z_0 == 9,zd%i%( 1,-1) ) )
}
ELSE
{
z_%j% = 1 ;zd%j% = 0
}
ENDIF

&DO w &LIST [UNQUOTE %wlist%]
&SV t := %t% + 1
  &IF [QUOTE %w%] = '#' OR [QUOTE %w%] = '1' &THEN  &SV w := w1
  IF (isnull(%h%) == 0 & isnull(%source%) == 1)
  {
z%t%dw%j% = con (z_%j% == 1,0,~
z_%j% == 2 & isnull(z%t%dw( 1, 0)) == 0, z%t%dw( 1, 0) + z%t%dw%i%( 1, 0),~
z_%j% == 3 & isnull(z%t%dw( 1, 1)) == 0, z%t%dw( 1, 1) + z%t%dw%i%( 1, 1),~
z_%j% == 4 & isnull(z%t%dw( 0, 1)) == 0, z%t%dw( 0, 1) + z%t%dw%i%( 0, 1),~
z_%j% == 5 & isnull(z%t%dw(-1, 1)) == 0, z%t%dw(-1, 1) + z%t%dw%i%(-1, 1),~
z_%j% == 6 & isnull(z%t%dw(-1, 0)) == 0, z%t%dw(-1, 0) + z%t%dw%i%(-1, 0),~
z_%j% == 7 & isnull(z%t%dw(-1,-1)) == 0, z%t%dw(-1,-1) + z%t%dw%i%(-1,-1),~
z_%j% == 8 & isnull(z%t%dw( 0,-1)) == 0, z%t%dw( 0,-1) + z%t%dw%i%( 0,-1),~
z_%j% == 9 & isnull(z%t%dw( 1,-1)) == 0, z%t%dw( 1,-1) + z%t%dw%i%( 1,-1),~
z_%j% == 10, z%t%_0dw + con (~
  z_0 == 2,z%t%dw%i%( 1, 0), z_0 == 3,z%t%dw%i%( 1, 1),~
  z_0 == 4,z%t%dw%i%( 0, 1), z_0 == 5,z%t%dw%i%(-1, 1),~
  z_0 == 6,z%t%dw%i%(-1, 0), z_0 == 7,z%t%dw%i%(-1,-1),~
  z_0 == 8,z%t%dw%i%( 0,-1), z_0 == 9,z%t%dw%i%( 1,-1) ) )

  /* THE VALUE OF THE SOURCE CELL:
  &IF [KEYWORD %w% [UNQUOTE %svlist%]] ne 0 &THEN
z%t%w%j% = con (z_%j% == 1, z%t%w%i%,~
z_%j% == 2 & isnull(z%t%dw( 1, 0)) == 0, z%t%w%i%( 1, 0),~
z_%j% == 3 & isnull(z%t%dw( 1, 1)) == 0, z%t%w%i%( 1, 1),~
z_%j% == 4 & isnull(z%t%dw( 0, 1)) == 0, z%t%w%i%( 0, 1),~
z_%j% == 5 & isnull(z%t%dw(-1, 1)) == 0, z%t%w%i%(-1, 1),~
z_%j% == 6 & isnull(z%t%dw(-1, 0)) == 0, z%t%w%i%(-1, 0),~
z_%j% == 7 & isnull(z%t%dw(-1,-1)) == 0, z%t%w%i%(-1,-1),~
z_%j% == 8 & isnull(z%t%dw( 0,-1)) == 0, z%t%w%i%( 0,-1),~
z_%j% == 9 & isnull(z%t%dw( 1,-1)) == 0, z%t%w%i%( 1,-1),~
z_%j% == 10, con (~
  z_0 == 2,z%t%w%i%( 1, 0), z_0 == 3,z%t%w%i%( 1, 1),~
  z_0 == 4,z%t%w%i%( 0, 1), z_0 == 5,z%t%w%i%(-1, 1),~
  z_0 == 6,z%t%w%i%(-1, 0), z_0 == 7,z%t%w%i%(-1,-1),~
  z_0 == 8,z%t%w%i%( 0,-1), z_0 == 9,z%t%w%i%( 1,-1) ) )
}
ELSE
{
&IF [KEYWORD %w% [UNQUOTE %svlist%]] ne 0 &THEN
  z%t%dw%j% = 0
  z%t%w%j% = %w%
}
ENDIF
&END
&SV t := 0

```



```

&SV isum := %jsum%
jsum = scalar (0) ;DOCELL ;jsum += zd%j% ;END ;&SV jsum := [show jsum]

/* jsum and isum should gradually increase and approach each other:
/* &TYPE jsum: %jsum%                                ;&TYPE isum: %isum%

kill z_%j%                                           ;kill zd%i%
&DO w &LIST [UNQUOTE %wlist%]
&SV t := %t% + 1
                                kill z%t%dw%i%
                                kill z%t%w%i%
    &IF [KEYWORD %w% [UNQUOTE %svlist%]] ne 0 &THEN
&END
&sv t := 0

&SV j := [CALC %j% + 1]                                ;&SV i := [CALC %j% - 1]

&END/*&WHILE

/* CHANGING 0 to NODATA, NAMING OUTPUT GRIDS AND KILLING TEMPORARY GRIDS:

&IF %p% = p &THEN
%pre%_pd = con (zd%i% ne 0, zd%i%, con (isnull(%source%) == 0,0))

kill zd%i%          ;kill zdir          ;kill zd          ;kill z_0          ;kill z_0d

&DO w &LIST [UNQUOTE %wlist%]
&SV t := %t% + 1

    &IF [QUOTE %w%] = '#' OR [QUOTE %w%] = '1' &THEN
        &DO          ;&SV name := %pre%_d          ;kill w1          ;&END
    &ELSE          &SV name := %pre%w%_dw
    %name% = con (z%t%dw%i% ne 0, z%t%dw%i%, con (isnull(%source%) == 0, 0))

    &IF [KEYWORD %w% [UNQUOTE %svlist%]] ne 0 &THEN rename z%t%w%i% %pre%w%_sv
    kill z%t%dw%i%          ;kill z%t%dw          ;kill z%t%_0dw
&END
&SV t := 0

&RETURN

```

(\*) You might want to change this, eg by ruling out profiles towards such cells, especially if there are no higher neighbors. The source cells, or ridges that this AML was developed for consisted of all cells in the DEM with flowaccumulation = 0 and a convex profile curvature, so it was unlikely that there wouldnt be any higher neighbors.

### \*\*\* ryggprof.aml: \*\*\*

```

/*****
/* AML WHICH COMPUTES SURFACE DISTANCE, PROJECTED DISTANCE AND MEAN, STANDARD
/* DEVIATION, RANGE AND SKEWNESS FOR POINT PARAMETERS ALONG THE PROFILE
/* FROM EACH CELL TO ITS CLOSEST RIDGE POINT.
/* THE AML upflowdist.aml IS USED FOR COMPUTATIONS ALONG THE PROFILES.
/*****
/*By Hilde C. Sandbo
/*Nov. 97

/*////////////////////////////////////
/* - THE RIDGE GRID SHOULD HAVE NODATA AS BACKGROUND AND FLOWACC = 0 FOR ALL
/* CELL VALUES.
/* - OUTPUT GRIDS GET NAMES THAT CONSIST OF A USER DEFINED PREFIX + _d, _pd
/* OR THE INPUT PARAMETERGRIDNAMES + _r, _m, __sd or _sk.
/* - CHARACTERS IN THE NAMES OF THE INPUT PARAMETERS CANNOT EXCEED 6,
/* AND THE NUMBER OF CHARACTERS IN PARAMETER NAMES + PREFIX MAY NOT EXCEED 10.
/* - THE TEMPORARY GRIDS CAN BE USED TO RUN rykaprof.aml, WHICH COMPUTES
/* STATISTICS FOR THE PROFILES FROM RIDGE TO CLOSEST CHANNEL POINT. THIS
/* AML ALSO NEEDS TEMPORARY RESULTS FROM THE AML kaprof.aml.
/*////////////////////////////////////
/* &R ryggprof hmodell pp toppgrid flowdir hel

&ARGS h pre r dir pl:REST
/*&R ryggprof <DEM> <name_prefix> <ridge_grid> <flowdir-grid> <parameter_list>
&TYPE
&TYPE Along the profile to the closest cell in %r%, calculate...
&TYPE 1 - SURFACE DISTANCE
&TYPE 2 - PROJECTED SURFACE DISTANCE and the SURFACE DISTANCE
&SV d := [RESPONSE '1 or 2? (2) ' 2] ;&TYPE

&TYPE 1 - Calculate RANGE, MEAN, STD and SKEWNESS for all parameters...
&TYPE (or calculate only the distance(s))
&SV all := [RESPONSE '2 - or make a selection? (1 or 2)? (1) ' 1];&TYPE

&IF %all% = 2 &THEN
&DO par &LIST [UNQUOTE %pl%]
&TYPE For the parameter %par%, calculate...
&SV %par%-r := [RESPONSE 'RANGE (y/n)? (y) ' y] ;&TYPE and
&TYPE 1 - MEAN
&TYPE 2 - MEAN and STANDARD DEVIATION
&TYPE 3 - MEAN, STANDARD DEVIATION and SKEWNESS
&TYPE 4 - RANGE ONLY
&SV %par%-m := [RESPONSE '1, 2, 3, or 4? (3) ' 3] ;&TYPE
&END

&SV killtemp := [RESPONSE 'Kill the temporary grids (y/n)? (n) ' n]
&DESCRIBE %h%

/* SURFACE DISTANCE, PROJECTED DISTANCE AND THE SUMS OF THE 1st, 2nd, AND
/* 3rd POWER OF THE PARAMETERS ALONG PROFILES TO THE CLOSEST RIDGE POINT:

/* (FINDING INPUT VARIABLES FOR upflowdist.aml)
&SV -m ;&SV -r
&DO par &LIST [UNQUOTE %pl%]
&IF %all% = 1 &THEN &SV %par%-m := 3
&IF %all% = 1 &THEN &SV %par%-r := y
&IF [VALUE %par%-m] in {2 3} &THEN z%par%2 = sqr (%par%)
&IF [VALUE %par%-m] = 3 &THEN z%par%3 = pow (%par%, 3)

```

```

&IF [VALUE %par%-m] = 1 &THEN &SV -m := %-m% %par%
&IF [VALUE %par%-m] = 2 &THEN &SV -m := %-m% %par% z%par%2
&IF [VALUE %par%-m] = 3 &THEN &SV -m := %-m% %par% z%par%2 z%par%3
&IF [VALUE %par%-r] = y &THEN &SV -r := %-r% %par%
&END

&IF %d% = 2 & [LENGTH [QUOTE %-r%]] = 0 &THEN &SV -r := #
&SV p ;&IF %d% = 2 &THEN &SV p := p
&R upflowdist.aml zr %h% [QUOTE 1 %-m%] %r% %dir% [QUOTE %-r%] %p%

&DO par &LIST [UNQUOTE %p1%]
  &IF [VALUE %par%-m] in {2 3} &THEN kill z%par%2
  &IF [VALUE %par%-m] = 3 &THEN kill z%par%3
&END

/* EXTENDING THE PROFILES A LITTLE BIT FURTHER INTO THEIR FIRST CELL, IN
/* ORDER TO AVOID 0 IN THE DENOMINATOR OF COMPUTATIONS LATER ON:
/* (This could be a doubtful thing to do)

&IF %d% = 2 &THEN ;&DO ;%pre%_pd = zr_pd + 3 ;kill zr_pd ;&END
                    %pre%_d = zr_d + 3 ;kill zr_d

  &DO par &LIST [UNQUOTE %p1%]
    &IF [VALUE %par%-m] in {1 2 3} &THEN ;&DO
zrs%par% = zr%par%_dw + (3 * %par%) ;kill zr%par%_dw ;&END
    &IF [VALUE %par%-m] in {2 3} &THEN ;&DO
zr2s%par% = zrz%par%2_dw + (3 * sqr (%par%)) ;kill zrz%par%2_dw ;&END
    &IF [VALUE %par%-m] = 3 &THEN ;&DO
zr3s%par% = zrz%par%3_dw + (3 * pow (%par%,3)) ;kill zrz%par%3_dw ;&END
  &END

/* STATISTICS:
&DO par &LIST [UNQUOTE %p1%]

  /* RANGE:
&IF [VALUE %par%-r] = y &THEN %pre%%par%_r = abs (zr%par%_sv - %par%)

  /* MEAN:
&IF [VALUE %par%-m] in {1 2 3} &THEN %pre%%par%_m = zrs%par% / %pre%_d

  /* STANDARD DEVIATION:
  /* Rounding errors can cause some small negative numbers instead of 0.
  /* These are set to 0. The errors can also cause some small standard
  /* deviations that should be 0. Profiles that only include values from
  /* 1 cell are set to NODATA.
  &SV diff = (zr2s%par% + (%pre%_d * sqr (%pre%%par%_m)) - ~
              (2 * %pre%%par%_m * zrs%par%))
&IF [VALUE %par%-m] in {2 3} &THEN
%pre%%par%_sd = con (%pre%_d > [CALC 3 + [CALC 2 * %grd$dx%]], ~
                  sqrt (con (%diff% < 0, 0, %diff%) / (%pre%_d - 1)))

  /* (STANDARDIZED) SKEWNESS : (Evans 1972)
  /* Some very high extreme values can be a problem.
  /* The value range is here limited to {-25,25}. A lot of the
  /* distributions of cells in the profiles are very small, and maybe they
  /* shouldn't be computed at all.
  /* Profiles with 1 or 2 cells are set to NODATA
&IF [VALUE %par%-m] = 3 &THEN ;&DO
z%pre%%par%_sk = con (%pre%_d > [CALC 3 + [CALC 3 * %grd$dx%]], ~
                  con (%pre%%par%_sd == 0, 1, ~

```

```

      ((%pre%_d * (zr3s%par% - (%pre%_d * pow (%pre%%par%_m,3)) ~
        - (3 * %pre%%par%_m * zr2s%par%) ~
        + (3 * sqr (%pre%%par%_m) * zrs%par%))) ~
      / ((%pre%_d - 1) * (%pre%_d - 2))) / pow (%pre%%par%_sd, 3)))
%pre%%par%_sk = con (z%pre%%par%_sk < -25,-25,z%pre%%par%_sk > 25,25,z%pre%%par%_sk);
kill z%pre%%par%_sk      ;&END
&END

/*/ KILLING TEMPORARY GRIDS:
&IF %killtemp% = y &THEN

&DO par &LIST [UNQUOTE %p1%]
  &IF [VALUE %par%-m] in {1 2 3} &THEN kill zrs%par%
  &IF [VALUE %par%-m] in {2 3}   &THEN kill zr2s%par%
  &IF [VALUE %par%-m] = 3        &THEN kill zr3s%par%
  &IF [VALUE %par%-r] = y        &THEN kill zr%par%_sv
&END

&RETURN

```

### \*\*\* ir.aml: \*\*\*

```

/*****
/* calculate slope aspect dispersion (Mark 1975)
/* usage: ir <DEM-cover> <ir grid> <window size> <mask>
/*****

&args hoyde ir size mask

setmask %mask%
tempx = curvature(%hoyde%, #, #, tempslope, tempaspect)
kill tempx

tempx = -1 * sin(tempaspect div deg) * sin(tempslope div deg)
tempy = cos(tempaspect div deg) * sin(tempslope div deg)
tempz = sin(tempslope div deg)

tempr = pow(focalsum(tempx, rectangle, %size%, %size%), 2) + pow(focalsum(tempy,
rectangle, %size%, %size%), 2) + pow(focalsum(tempz, rectangle, %size%, %size%), 2)
tempr2 = sqrt(tempr)
%ir% = (tempr2 / sqr(%size%) * 100)

kill tempx
kill tempy
kill tempz
kill tempr
kill tempr2
kill tempslope
kill tempaspect

setmask off

&return

```

## \*\*\* wetness.aml: \*\*\*

```

/*****
/* By Hilde Sandbo (modified by Sonja Aasen)
/* calculates wetness indeks (after Bevan & Kirkby 1979)
/* wetness * plan curvature
/* usage: grid: &r wetness <hoydemodell> <wetness ut> <wetness * planc>
/*****

&arg in ut ut2

/* reclass continous grid

&describe %in%
&sv res = %grd$dx% * %grd$dx%

&type
&type Calculating upstream area ...

fill %in% xxfill
xxfldir = flowdirection(xxfill)
xxflacc = (flowaccumulation(xxfldir)) + 1
xxas = (xxflacc * %res%)

&type
&type Calculating ln(A/tan b) ....

xxx = curvature(xxfill, #,xxplan,xxslope)
kill xxx
xxslope2 = con(xxslope == 0, 0.029, xxslope)
xxtanb = tan(xxslope2 / deg)
%ut% = ln(xxas / xxtanb)

&type
&type Calculating ln(A/tan b) * Plan_curv ...

xx2plan = xxplan * -1
%ut2% = %ut% * xx2plan
&type

&type Killing temporary grids ....
&type

kill xxtanb
/* kill xxfill
kill xxfldir
kill xxflacc
kill xxas
kill xxplan
kill xx2plan
kill xxslope
kill xxslope2
&return

```

### \*\*\* ti.aml: \*\*\*

```

/*****
/* By Sonja Aasen
/* calculates the topoclimatic index(ti) after T. D. Frank & S. A. Isard (1986)
/* usage: grid: &r ti <hoydemodell> <utgrid>
*****/

/* ti is an index of slope-aspect relative to the prevailing northward
/* winter wind direction from the function ti = S * A where S is ground slope
/* and A is the difference in degrees between the aspect of ground slope and
/* due north. High ti values are associated with wind-blown, snow-free north
/* facing slopes, while sites that experience heavy winter snow accumulation
/* (level and south facing slopes) are represented by low ti values.

&arg hoyde tigrid

tempcurv = curvature(%hoyde%,#,#,tempslope,tempaspect)

&type
&type calculating the ti grid
&type

/* Calculates the index. Prevailing winter winds in Dovre kommune are from
/* the north according to "Nasjonalatlas for Norge. Vind". With other
/* prevailing winterwinds, the equations have to be changed.

if (tempaspect > 0 & tempaspect <= 180)
%tigrid% = (360 - tempaspect) * tempslope
else %tigrid% = tempaspect * tempslope
endif

kill tempcurv
kill tempslope
kill tempaspect

&return

```

## \*\*\* spi.aml: \*\*\*

```

/*****
/* By Sonja Aasen
/* calculates the snow potential index(SPI)(after D. G. Brown (1994b)
/* usage: grid: &r spi <hoydegrid> Emin Erange <utgrid>
*****/

&arg hoyde Emin Erange spigrid

tempcurv = curvature(%hoyde%,#,#,#,tempspect)

tempx = (%hoyde% - %Emin%) / %Erange%

&type
&type transforming curvatures
&type

/* Transforms curvature to values between 0 and 2. Values less than one
/* become convex, values of one become flat, and values greater than one
/* become concave.
c1 = con(tempcurv >= -1, tempcurv)
c2 = con(c1 <= 1, c1)
c3 = c2 * -1
c4 = c3 + 1

&type
&type calculating the spi grid
&type

/* Calculates the index. Prevailing winter winds in Dovre kommune are from
/* the north according to "Nasjonalatlas for Norge. Vind". With other
/* prevailing winterwinds, the equations have to be changed.
if (tempspect > 0 & tempspect <= 180)
%spigrid% = tempspect * c4 * tempx
else %spigrid% = (360 - tempspect) * c4 * tempx
endif

kill tempx
kill tempcurv
kill tempspect
kill c1
kill c2
kill c3
kill c4

&return

```



### \*\*\* spis.aml: \*\*\*

```

/*****
/* By Sonja Aasen
/* calculates the snow potential index (after D. G Brown(1994b)) * slope
/* usage: grid: &r spis <hoydemodell> Emin Erange <utgrid>
/*****

&arg hoyde Emin Erange spigrid

tempcurv = curvature(%hoyde%,#,#,tempslope,tempaspect)

tempx = (%hoyde% - %Emin%) / %Erange%

&type
&type transforming slopes
&type

/* Transforms slopes so that flat pixels get value 90, while pixels with the
/* greatest slope get value 0.

s11 = tempslope * -1
s12 = s11 + 90

&type
&type transforming curvatures
&type

/* Transforms curvature to values between 0 and 2. Values less than one
/* become convex, values of one become flat, and values greater than one
/* become convex.
c1 = con(tempcurv >= -1, tempcurv)
c2 = con(c1 <= 1, c1)
c3 = c2 * -1
c4 = c3 + 1

&type
&type calculating the spis grid
&type

/* Calculates the index. Prevailing winter winds in Dovre kommune are from
/* the north according to "Nasjonalatlas for Norge. Vind". With other
/* prevailing winterwinds, the equations have to be changed.
if (tempaspect > 0 & tempaspect <= 180)
%spigrid% = tempaspect * c4 * tempx * s12
else %spigrid% = (360 - tempaspect) * c4 * tempx * s12
endif

kill tempx
kill tempcurv
kill tempaspect
kill tempslope
kill s11
kill s12
kill c1
kill c2
kill c3

```

```
kill c4  
&return
```

## \*\*\* matrise.aml: \*\*\*

```

/*****
/*      AML SOM TESTER KLASSIFIKASJON
/*      Av Hilde Sandbo
/*      Kan ikke gjøre beregninger for mer enn 10 klasser
/*****

/*/ NB! KLASSENE VERDIER MÅ STEMME OVERENS I REFERANSEDATAENE
/*/ OG KLASSIFIKASJONSRESULTATET!

&SV ref := [RESPONSE 'Grid med testomraade']
&SV klass := [RESPONSE 'Grid med klassifikasjonsresultat']
&SV matrise := [RESPONSE 'Navn paa matrise']
&FORMAT 2
&SV svar := [RESPONSE 'Skal verdiene i klassegridet endres (j/n)? (n)' n]
&IF %svar% = j &THEN ;&DO
  &SV t := [RESPONSE 'Indeks nummer til navn paa ny '%klass%' ' ]
  disp 9999 ;&TYPE Tilpass vindu til 2 grid !! ;&TYPE
  &POPUP %klass%iso.dendro
  makestack zstack list %klass% %test% ;make zstack ;stackshade zstack linear
  zcomb = combine (%klass%, %test%)
  &S delstat [DELETE zlist.txt -FILE] ;ap listoutput zlist.txt ;list zcomb.vat
  list %klass%.vat ;list %ref%.vat ;ap listoutput SCREEN ;&POPUP zlist.txt
  &TYPE Sjekk gjerne enkeltverdier... ;cellvalue zstack *
  &TYPE Gi %klass% klasseverdier som korresponderer med %test% !!
  &DO verdi &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE z%klass% -VAT value] , ' ']]
    &SV ny%verdi% := [RESPONSE Klasse' '%verdi%' 'reklassifiseres' 'til' 'klasse']
    list zcomb.vat
    &W %klass%%t%.rmp &APPEND ;&TYPE %verdi% : [VALUE ny%verdi%] ;&W &OFF
  &END
  %klass%%t% = reclass (%klass%, %klass%%t%.rmp)
  kill zcomb ;kill zstack
&END

&TYPE Tester %klass% mot referansedata i %ref%...
DOCELL
n += con (isnull(%klass%) == 0 & isnull(%ref%) == 0, 1, 0)
&DO r &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %ref% -VAT value] , ' ']]
  %r%count += con (%ref% == %r% & isnull(%klass%) == 0, 1, 0)
&END
&DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]
  count%k% += con (%klass% == %k% & isnull(%ref%) == 0, 1, 0)
  &DO r &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %ref% -VAT value] , ' ']]
    %k%%klass%%r% += con (%ref% == %r% & %klass% == %k%, 1, 0)
  &END
&END
END
&TYPE Matrise og Khat-verdi skrives til %matrise%_fm.txt (watch-fil)...
&SV u ;&SV v ;&SV w ;&SV x ;&SV z ;&SV diagsum := 0 ;&TYPE
&DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]
  &SV y%k%
  &SV count%k% := [SHOW count%k%]
  &DO r &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %ref% -VAT value] , ' ']]
    &SV %k%%klass%%r% := [SHOW %k%%klass%%r%]
    &SV y%k% := [VALUE y%k%] [FORMAT '%1,-6%' [VALUE %k%%klass%%r%]] |
  &END
&END
&DO r &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %ref% -VAT value] , ' ']]
  &IF ^ [VARIABLE %r%%klass%%r%] &THEN &SV %r%%klass%%r% := 0
  &SV diagsum := [CALC %diagsum% + [VALUE %r%%klass%%r%]]

```

```

&SV %r%count := [SHOW %r%count]
&IF [VALUE %r%count] > 0 &THEN
  &SV u := %u% [FORMAT '%1,-6%' [CALC [CALC [VALUE %r%%klass%%r%] / ~
[VALUE %r%count]] * 100]] |
  &ELSE &SV u := %u% [FORMAT '%1,-6%' xxxx] |
  &SV v := %v%----- ;&SV z := %z%-----|
  &SV w := %w% [FORMAT '%1,-4%' %r%] |
  &SV x := %x% [FORMAT '%1,-6%' [VALUE %r%count]] |
&END
&SV n := [SHOW n]
&W %matrise%_fm.txt
&TYPE          FEILMATRISE                                ;&TYPE
&TYPE -----%v%-----
&TYPE %klass%          %ref% - REFERANSEDATA
&TYPE - |%v%-----|
&TYPE KLASSE | %w%      SUM | Bruker[UNQUOTE '%'] |
&TYPE -----| %z%-----|-----|
&DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]
  &IF ^ [VARIABLE %k%%klass%%k%] &THEN &SV %k%%klass%%k% := 0
  &IF [VALUE count%k%] = 0 &THEN
&TYPE [FORMAT '%1,-4%' %k%] | [UNQUOTE [VALUE y%k%]] [FORMAT '%1,-6%' [VALUE count%k%]]
| [FORMAT '%1,-6%' xxxx] |
  &ELSE &IF [VALUE count%k%] ^= 0 &THEN
    &TYPE [FORMAT '%1,-4%' %k%] | [UNQUOTE [VALUE y%k%]] [FORMAT '%1,-6%' ~
[VALUE count%k%]] | [FORMAT '%1,-6%' [CALC [CALC [VALUE %k%%klass%%k%] / ~
[VALUE count%k%]] * 100]] |
  &END
&TYPE -----| %z%-----|-----|
&TYPE SUM | %x%*[FORMAT '%1,-6%' %n%] | ----- |
&TYPE -----| %z%-----|-----|
&TYPE Prod[UNQUOTE '%'] | %u% ----- |**[FORMAT '%1,-6%' %diagsum%] |
&TYPE -----%v%-----
&TYPE *)Antall observasjoner.      **)Sum for diagonalen.          ;&TYPE
&TYPE Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet: ~
[FORMAT '%1%' [CALC 100 * [CALC %diagsum% / %n%]]] [UNQUOTE '%'] ;&TYPE

/*////////////////////
*/ BEREIGNER KHAT-VERDI:
/*////////////////////
&SV radxkol := 0
&DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]
  &SV r := %k%
  &SV radxkol := [CALC [VALUE count%k%] * [VALUE %r%count]] + %radxkol%
&END
&SV khat := ( ( %n% * %diagsum% ) - %radxkol% ) / ~
              ( ( %n% * %n% ) - %radxkol% )                ;&FORMAT 3
&TYPE KHAT: [FORMAT '%1%' %khat%]                            ;&TYPE

/*////////////////////
*/ BEREIGNER var(KHAT):
/*////////////////////
&SV tet1 := 0 ;&SV tet2 := 0 ;&SV tet3 := 0 ;&SV tet4 := 0
&DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]
  &SV r := %k%
  &SV tet1 := ( [VALUE %k%%klass%%r%] / %n% ) + %tet1%
  &SV tet2 := ( ( [VALUE %r%count] * [VALUE count%k%] ) / ( %n% * %n% ) ) ~
              + %tet2%
  &SV tet3 := ( ( [VALUE %k%%klass%%r%] / %n% ) * ( ( [VALUE %r%count] / %n% ) ~
              + ( [VALUE count%k%] / %n% ) ) ) + %tet3%

&DO r &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %ref% -VAT value] , ' ']]

```

```

&SV tet4 := ( ( [VALUE %k%%klass%%r%] / %n% ) * ~
( ( ( [VALUE count%k%] / %n% ) + ( [VALUE %r%count] / %n% ) ) * ~
( ( [VALUE count%k%] / %n% ) + ( [VALUE %r%count] / %n% ) ) ) ) + %tet4%
&END
&END
&SV a := ( ( %tet1% * ( 1 - %tet1% ) ) / ( ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) ) )
&SV b := ( ( 2 * ( 1 - %tet1% ) * ( ( 2 * %tet1% * %tet2% ) - %tet3% ) ) / ~
( ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) ) )
&SV c := ( ( ( 1 - %tet1% ) * ( 1 - %tet1% ) * ~
( %tet4% - ( 4 * %tet2% * %tet2% ) ) ) / ~
( ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) ) )
&SV varkhat := [CALC 1 / %n%] * [CALC %a% + %b% + %c%]
&FORMAT 8
&TYPE var(KHAT): [FORMAT '%1%' %varkhat%] ;&TYPE

&W &OFF

setmask off
&RETURN

```

## \*\*\* matrise2.aml: \*\*\*

```

/*****
/*      AML SOM TESTER KLASSIFIKASJON
/*      Av Hilde Sandbo
/*      Modifisert av Sonja Aasen til å kunne gjøre beregninger med 13 klasser
/*****

/*/ NB! KLASSENE VERDIER MÅ STEMME OVERENS I REFERANSEDATAENE
/*/ OG KLASSIFIKASJONSRESULTATET!

&SV ref := [RESPONSE 'Grid med testomraade']
&SV klass := [RESPONSE 'Grid med klassifikasjonsresultat']
&SV matrise := [RESPONSE 'Navn paa matrise']
&FORMAT 2
&SV svar := [RESPONSE 'Skal verdiene i klassegridet endres (j/n)? (n)' n]
&IF %svar% = j &THEN ;&DO
  &SV t := [RESPONSE 'Indeks nummer til navn paa ny '%klass%' ' ]
  disp 9999 ;&TYPE Tilpass vindu til 2 grid !! ;&TYPE
  &POPUP %klass%iso.dendro
  makestack zstack list %klass% %test% ;make zstack ;stackshade zstack linear
  zcomb = combine (%klass%, %test%)
  &S delstat [DELETE zlist.txt -FILE] ;ap listoutput zlist.txt ;list zcomb.vat
  list %klass%.vat ;list %ref%.vat ;ap listoutput SCREEN ;&POPUP zlist.txt
  &TYPE Sjekk gjerne enkeltverdier... ;cellvalue zstack *
  &TYPE Gi %klass% klasseverdier som korresponderer med %test% !!
  &DO verdi &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE z%klass% -VAT value] , ' ']]
    &SV ny%verdi% := [RESPONSE Klasse' '%verdi%' 'reklassifiseres' 'til' 'klasse'
      list zcomb.vat mlsupln
    &W %klass%%t%.rmp &APPEND ;&TYPE %verdi% : [VALUE ny%verdi%] ;&W &OFF
  &END
  %klass%%t% = reclass (%klass%, %klass%%t%.rmp)
  kill zcomb ;kill zstack
&END

&TYPE Tester %klass% mot referansedata i %ref%...

DOCELL
n += con (isnull(%klass%) == 0 & isnull(%ref%) == 0, 1, 0)
  &DO r &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %ref% -VAT value] , ' ']]
    %r%count += con (%ref% == %r% & isnull(%klass%) == 0, 1, 0)
  &END
END

&SV n = [SHOW n]

&DO r &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %ref% -VAT value] , ' ']]
  &SV %r%count = [SHOW %r%count]
&END

DOCELL
  &DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]
    count%k% += con (%klass% == %k% & isnull(%ref%) == 0, 1, 0)
  &END
END

&DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]
  &SV count%k% = [SHOW count%k%]
&END

```

```

DOCELL
&DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]
&DO r &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %ref% -VAT value] , ' ']]
%k%%klass%%r% += con (%ref% == %r% & %klass% == %k%, 1, 0)
&END
&END
END

&TYPE Matrise og Khat-verdi skrives til %matrise%_fm.txt (watch-fil)...
&SV u ;&SV v ;&SV w ;&SV x ;&SV z ;&SV diagsum := 0 ;&TYPE
&DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]
&SV y%k%
&DO r &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %ref% -VAT value] , ' ']]
&SV %k%%klass%%r% := [SHOW %k%%klass%%r%]
&SV y%k% := [VALUE y%k%] [FORMAT '%1,-6%' [VALUE %k%%klass%%r%]] |
&END
&END
&DO r &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %ref% -VAT value] , ' ']]
&IF ^ [VARIABLE %r%%klass%%r%] &THEN &SV %r%%klass%%r% := 0
&SV diagsum := [CALC %diagsum% + [VALUE %r%%klass%%r%]]
&IF [VALUE %r%count] > 0 &THEN
&SV u := %u% [FORMAT '%1,-6%' [CALC [CALC [VALUE %r%%klass%%r%] / ~
[VALUE %r%count]] * 100]] |
&ELSE &SV u := %u% [FORMAT '%1,-6%' xxxx] |
&SV v := %v%----- ;&SV z := %z%-----|
&SV w := %w% [FORMAT '%1,-4%' %r%] |
&SV x := %x% [FORMAT '%1,-6%' [VALUE %r%count]] |
&END
&W %matrise%_fm.txt
&TYPE FEILMATRISE ;&TYPE
&TYPE -----%v%-----
&TYPE %klass% %ref% - REFERANSEDATA
&TYPE - |%v%-----|
&TYPE KLASSE | %w% SUM | Bruker[UNQUOTE '%'] |
&TYPE -----|%z%-----|-----|
&DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]
&IF ^ [VARIABLE %k%%klass%%k%] &THEN &SV %k%%klass%%k% := 0
&IF [VALUE count%k%] = 0 &THEN
&TYPE [FORMAT '%1,-4%' %k%] | [UNQUOTE [VALUE y%k%]] [FORMAT '%1,-6%' [VALUE count%k%]]
| [FORMAT '%1,-6%' xxxx] |
&ELSE &IF [VALUE count%k%] ^= 0 &THEN
&TYPE [FORMAT '%1,-4%' %k%] | [UNQUOTE [VALUE y%k%]] [FORMAT '%1,-6%' ~
[VALUE count%k%]] | [FORMAT '%1,-6%' [CALC [CALC [VALUE %k%%klass%%k%] / ~
[VALUE count%k%]] * 100]] |
&END
&TYPE -----|%z%-----|-----|
&TYPE SUM | %x%*[FORMAT '%1,-6%' %n%] | ----- |
&TYPE -----|%z%-----|-----|
&TYPE Prod[UNQUOTE '%'] | %u% ----- |**[FORMAT '%1,-6%' %diagsum%] |
&TYPE -----%v%-----
&TYPE *)Antall observasjoner. **)Sum for diagonalen. ;&TYPE
&TYPE Gjennomsnittlig klassifikasjonsnøyaktighet: ~
[FORMAT '%1%' [CALC 100 * [CALC %diagsum% / %n%]]] [UNQUOTE '%'] ;&TYPE

/*/////////////////////////
/*/ BEREGNER KHAT-VERDI:
/*/////////////////////////
&SV radxkol := 0
&DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]

```

```

&SV r := %k%
&SV radxkol := [CALC [VALUE count%k%] * [VALUE %r%count]] + %radxkol%
&END
&SV khat := ( ( %n% * %diagsum% ) - %radxkol% ) / ~
              ( ( %n% * %n% ) - %radxkol% )
&TYPE KHAT: [FORMAT '%1%' %khat%] ;&FORMAT 3 ;&TYPE

/*/////////////////////////
/*/ BEREGER var(KHAT):
/*/////////////////////////
&SV tet1 := 0 ;&SV tet2 := 0 ;&SV tet3 := 0 ;&SV tet4 := 0
&DO k &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %klass% -VAT value] , ' ']]
  &SV r := %k%
  &SV tet1 := ( [VALUE %k%%klass%%r%] / %n% ) + %tet1%
  &SV tet2 := ( ( [VALUE %r%count] * [VALUE count%k%] ) / ( %n% * %n% ) ) ~
              + %tet2%
  &SV tet3 := ( ( [VALUE %k%%klass%%r%] / %n% ) * ( ( [VALUE %r%count] / %n% ) ~
              + ( [VALUE count%k%] / %n% ) ) ) + %tet3%

  &DO r &LIST [UNQUOTE [SUBST [LISTUNIQUE %ref% -VAT value] , ' ']]
    &SV tet4 := ( ( [VALUE %k%%klass%%r%] / %n% ) * ~
                ( ( ( [VALUE count%k%] / %n% ) + ( [VALUE %r%count] / %n% ) ) * ~
                  ( ( [VALUE count%k%] / %n% ) + ( [VALUE %r%count] / %n% ) ) ) ) + %tet4%
  &END
&END
&SV a := ( ( %tet1% * ( 1 - %tet1% ) ) / ( ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) ) )

&SV b := ( ( 2 * ( 1 - %tet1% ) * ( ( 2 * %tet1% * %tet2% ) - %tet3% ) ) / ~
              ( ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) ) )

&SV c := ( ( ( 1 - %tet1% ) * ( 1 - %tet1% ) * ~
              ( %tet4% - ( 4 * %tet2% * %tet2% ) ) ) / ~
              ( ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) * ( 1 - %tet2% ) ) )

&SV varkhat := [CALC 1 / %n%] * [CALC %a% + %b% + %c%]
&FORMAT 8
&TYPE var(KHAT): [FORMAT '%1%' %varkhat%] ;&TYPE

&W &OFF

setmask off
&RETURN

```